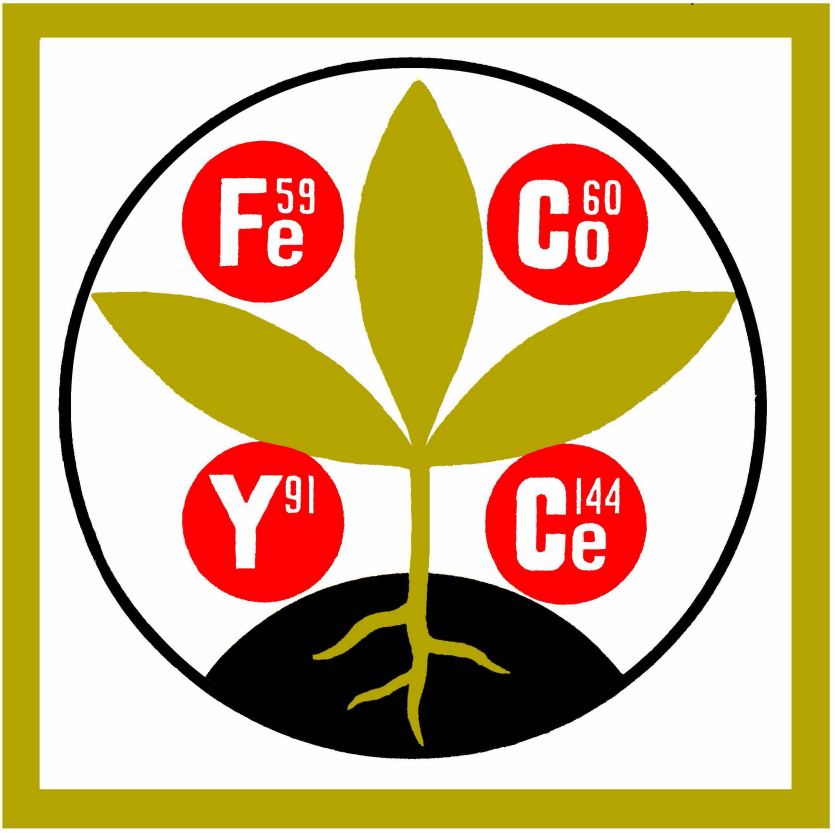

И. В. МОЛЧАНОВА,
Н. В. КУЛИКОВ

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В СИСТЕМЕ ПОЧВА-РАСТЕНИЕ

АТОМИЗДАТ · 1972

И. В. МОЛЧАНОВА, Н. В. КУЛИКОВ

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В СИСТЕМЕ ПОЧВА—РАСТЕНИЕ

МОСКВА АТОМИЗДАТ 1972

УДК (631.41 + 581.19) : 546

И. В. Молчанова, Н. В. Куликов. **Радиоактивные изотопы в системе почва — растение.** М., Атомиздат, 1972, стр. 86.

В книге рассмотрены вопросы миграции, распределения и фиксации радиоактивных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия в важнейшем биогеоценотическом звене почва — растение.

Описаны собственные результаты исследования сорбции радиоизотопов в почве в зависимости от ряда сопутствующих факторов (тип почвы, pH раствора, концентрация изотопных и неизотопных носителей, искусственных комплексонов и водных экстрактов из растительного опада). Дана сравнительная оценка прочности фиксации изотопов в почвах. Приведена характеристика их миграционной способности в системах: раствор — растение и почва — растение. Рассмотрена миграция и распределение радиоизотопов в почвенно-растительном покрове естественных и искусственных биогеоценозов.

Иллюстраций 15, таблиц 33, библиография 214 названий.

2-10-2
86-72

ПРЕДИСЛОВИЕ

Развитие атомной промышленности и широкое использование ее продукции в народном хозяйстве создают предпосылки для бесконтрольного поступления микроколичеств искусственных радиоактивных изотопов в различные участки биосферы Земли. Значительная часть этих изотопов задерживается в почвенно-растительном покрове, откуда затем мигрирует с почвенно-грунтовыми водами и по биологическим цепочкам.

Несмотря на то что имеющиеся уровни радиоактивного загрязнения земной поверхности в глобальном масштабе не представляют опасности для живого населения нашей планеты, интерес к проблеме миграции радиоактивных веществ в биосфере все возрастает. Об этом свидетельствуют многочисленные публикации последних лет как в нашей стране, так и за рубежом. Однако большинство работ посвящено изучению поведения в почве и растениях долгоживущих осколочных радиоактивных изотопов (Sr^{90} и Cs^{137}). Радиоактивные изотопы других химических элементов изучены в этом отношении значительно слабее.

В предлагаемой работе авторы подводят итог своим многолетним почвенно-радиоэкологическим исследованиям с радиоактивными изотопами железа, кобальта, иттрия и церия, проведенным в Лаборатории радиационной биоценологии и биофизики Института экологии растений и животных Уральского научного центра АН СССР. На основании полученных данных и обзора работ, выпол-

ненных другими исследователями, в книге дается сравнительная характеристика миграционной способности указанных изотопов в системах разной сложности (почва — раствор, почва — раствор — растение, почва — растительный покров естественных биогеоценозов). Выясняется роль растительности в вертикальном перераспределении радиоактивных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия в почве. Оценивается возможность экстраполяции лабораторных и вегетационных опытов на природные биогеоценозы.

Исследования эти еще далеки от завершения. Тем не менее авторы полагают, что подобное обобщение имеющихся данных может представить интерес для специалистов, работающих в соответствующих областях радиобиологии, радиационной гигиены, экологии, биогеоценологии, почвоведения и агрохимии.

ВВЕДЕНИЕ

Изучение закономерностей миграции химических элементов в ландшафтах и почвах — важная научно-теоретическая и практическая задача. В настоящее время интерес к этой необычайно сложной проблеме очень возрос.

Теоретическим фундаментом указанного направления исследований являются замечательные работы В. В. Докучаева в области географии и генезиса почв, учение В. И. Вернадского о биосфере и биогеохимии, а также исследования Л. С. Берга, В. Н. Сукачева и Б. Б. Полынова по ландшафтоведению, биогеоценологии и геохимии ландшафтов [1—13]. В трудах перечисленных естествоиспытателей сформулирован комплексный подход к изучению процессов, протекающих в биосфере. Использование этого богатейшего наследства при изучении природных явлений обусловило формирование некоторых других научных дисциплин, способствующих познанию истории нашей планеты и процессов, протекающих на ней в настоящее время.

Одна из таких дисциплин — радиоэкология, которая занимается исследованием механизмов взаимодействия между радиоактивной средой и населяющими эту среду живыми организмами. Наряду с биологическим действием радиоактивных веществ, важнейшей задачей этого направления работ является изучение геохимической судьбы искусственных и естественных радиоактивных изотопов в биосфере, выяснение путей и темпов их миграции, а также установление факторов, влияющих на миграцию этих изотопов в различных биогеоценозах [14—24].

Радиоактивные изотопы, попадая на земную поверхность с атмосферными осадками или другими путями, в

первую очередь загрязняют водоемы, почву и ее растительный покров, откуда мигрируют с почвенно-грунтовыми водами и включаются в различные пищевые цепи. Поэтому знание закономерностей поведения радиоизотопов в первичных биогеоценотических звеньях: почва — раствор и почва — раствор — растение, особенно важно. Широкие возможности применения в этих исследованиях метода радиоактивных индикаторов значительно облегчают задачу изучения поведения радиоактивных изотопов в системах различной сложности (почва — раствор, почва — раствор — растение, экспериментальный биогеоценоз, природный биогеоценоз) и позволяют вести работу с микроколичествами химических элементов, не превышающими их естественные концентрации в окружающей среде.

Поведение радиоактивных изотопов в почвах, их подвижность и доступность растениям зависят от совокупного действия различных факторов, к которым относятся условия внешней среды, тип почв, биологические особенности растений и физико-химические свойства самих элементов. Экспериментальное изучение значения этих факторов, их количественная оценка и экстраполяция полученных данных на природные объекты (почвы, биогеоценозы, ландшафты) являются, на наш взгляд, одним из путей успешного решения многих задач радиоэкологии.

Изучению поведения радиоактивных изотопов в почвах и растениях посвящено большое количество работ. Наиболее полные обзоры этих работ даны в ряде сводок и монографий [25—29]. Следует отметить, однако, что большинство такого рода исследований до настоящего времени проводятся с долгоживущими радиоактивными изотопами стронция и цезия, как наиболее опасными с радиологической точки зрения. Менее изучены радиоактивные изотопы других химических элементов, в частности Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144}. Между тем Fe^{59} и Co^{60} как наведенные радиоактивные изотопы, а Y^{91} и Ce^{144} как продукты деления урана могут также в значительных количествах поступать в биосферу в результате ядерных взрывов и мирного использования атомных энергетических установок. Период полураспада Fe^{59} — 45 дней, Co^{60} — 5,26 лет, Y^{91} — 57,5 дней и Ce^{144} — 284,5 дней. До полного распада они, наряду со Sr^{90} и Cs^{137}, загрязняют природные воды и почвы, включаются в трофические це-

пи и попадают в организм человека. Опасность, которую представляют такие загрязнения, очевидна, а для прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения земной поверхности и выработки рекомендаций по борьбе с ними необходимо точное знание механизмов миграции радиоактивных изотопов в различных участках биосферы.

Иттрий и церий — представители группы редкоземельных элементов, геохимия которых изучена еще недостаточно. Частично исследовалась лишь роль этих элементов и их радиоактивных изотопов в жизни растений и животных [30—33].

Известно, что иттрий и церий могут присутствовать в растворе в ионной, коллоидной и псевдоколлоидной формах. Как правило, ионные формы радиоактивных изотопов наиболее прочно фиксируются в почвах, они не вымываются водой и растворами нейтральных солей. Коллоидные формы обладают совершенно иными сорбционными свойствами [34—40]. По одним данным [41, 42], механизмы поглощения иттрия и церия почвами основаны на реакциях ионного обмена. По другим [40, 43—49], эти элементы в почвах закрепляются по типу реакций комплексообразования, что подтверждается сложившимися к настоящему времени в геохимии представлениями о ведущей роли комплексных соединений в переносе и концентрировании редких элементов в гипергенных процессах. На полноту поглощения радиоактивных изотопов иттрия и церия почвами и прочность их закрепления оказывает большое влияние реакция среды, а также физико-химические и минералогические особенности самих почв [25, 34—36, 38, 50].

Кобальт, как известно, относится к группе химических элементов, прочно фиксирующихся почвенными частицами. Этим объясняется его слабая мобильность в почвах и малая доступность растениям [29, 37, 51—53]. Недостаток кобальта в некоторых почвах приводит к резкому снижению его содержания в растительном покрове, что, в свою очередь, вызывает тяжелые эндемические заболевания растений и животных [30, 54—56]. Следовательно, изучение поведения кобальта, помимо общего биогеохимического и радиоэкологического значений, представляет существенный интерес и в связи с проблемой микроэлементов. Решение этой проблемы требует не только тщательного исследования биологиче-

ской роли микроэлементов, но и знания закономерностей их миграции в различных биогеоценозах.

Помимо отмеченного выше радиоэкологического значения, судьба железа в почвах привлекает внимание исследователей и по другим причинам. Железо очень широко распространено в биосфере (кларк его в литосфере равен 5), а большая подвижность некоторых его соединений определяет типоморфность этого элемента в ряде геохимических ландшафтов [57, 58]. Хорошо известна роль железа в формировании подзолистых, болотных, луговых, латеритных и других типов почв. Ортштейны, болотные руды, иллювиальные горизонты подзолов и солонцов, пленки гидроокиси железа, глеевые горизонты почв — все это является результатом и показателем высокой миграционной способности железа [59—69].

Большое внимание уделяется зависимости миграции железа от щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных условий среды, а также связи его с органическим веществом почв [70—80]. Многочисленные работы русских и зарубежных исследователей показывают, что особо важную роль в миграции железа в почвах играют воднорастворимые органические вещества специфической природы, способные вступать с ним в реакции комплексообразования [81—93].

С ландшафтно-геохимической точки зрения заслуживает внимания тесное сосуществование процессов концентрирования и рассеивания железа. Особенно ярко это проявляется в почвообразовании. Высокий кларк железа в литосфере и наличие участков земной поверхности с повышенной концентрацией этого элемента не исключают возможности миграции его в природных водах и почвенных растворах в микроколичествах. Содержание растворенного миграционноспособного железа в природных водах составляет в среднем 10^{-4}—10^{-5} *М* [58, 63, 94—96].

Подобные количества можно рассматривать как микроконцентрации, если понимать под микроконцентрациями элементов такие количества, которые на три порядка величин ниже концентраций основных макроэлементов (Ca, Mg, Na, K), растворенных в природных водах и входящих в состав поглощающего комплекса почв [97]. При экспериментальном изучении закономерностей миграции железа в почвах необходимо работать с концентрациями, близкими к природным, потому что именно пере-

мещение таких количеств миграционноспособного железа приводит к концентрированию или рассеиванию этого элемента, вследствие чего в итоге формируются определенные типы почв, почвенные новообразования, руды и вторичные минералы.

Вместе с тем в последнее время проявляется особый интерес к изучению поведения железа в почвах, наряду с изучением поведения в них кобальта, иттрия и церия. Это объясняется тем, что железо по отношению к микроколичествам данных элементов может быть неизотопным носителем, существенно влияющим на их поведение в почвах при определенных условиях [40, 98—100].

Из изложенного выше следует, что к настоящему времени с различной степенью детализованности получены некоторые представления о почвенной химии железа, кобальта, иттрия и церия. Описаны особенности миграции и аккумуляции железа в генетических горизонтах различных типов почв и в почвенно-геохимических ландшафтах. Имеются сведения о содержании и распределении кобальта в почвах и его биологической роли в организмах. Однако до последнего времени слабо изученным остается вопрос о поведении этих элементов в биогеоценотических звеньях почва — раствор и почва — раствор — растение. Имеющиеся в литературе весьма разрозненные и малочисленные данные не поддаются пока сравнению, так как они получены с различными целями и с применением разных методов исследования.

Настоящая книга не претендует на полное описание всего имеющегося материала в области почвенной биогеохимии железа, кобальта, иттрия и церия. Работая в течение ряда лет с радиоактивными изотопами этих химических элементов в плане почвенно-радиоэкологических исследований и придерживаясь примерно единой методики, авторы собрали довольно многочисленный материал, характеризующий поведение указанных элементов в почве и растениях. Значительная часть этих работ опубликована в виде кратких сообщений в различных изданиях [38, 50—52, 101—108].

Некоторые исследования выполнены другими сотрудниками лаборатории отдельно либо совместно с авторами [39, 40, 49, 80, 109—117].

В наиболее насыщенной экспериментальным материалом первой главе этой книги изложены результаты лабораторных опытов по изучению подвижности радио-

активных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия в системе почва — раствор в зависимости от некоторых сопутствующих факторов.

Во второй главе, по данным вегетационных опытов, описано сравнительное поведение этих изотопов в более сложных системах: раствор — растение и почва — растение.

В третьей главе приведены сведения о миграции и распределении радиоактивных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия в системе почва — растительный покров на экспериментальных участках естественных и искусственных биогеоценозов.

В заключительной части работы полученный материал подвергается всестороннему обсуждению и дается общая сравнительная характеристика миграционной способности этих изотопов в системах различной сложности.

За ценные консультации и помощь в проведении отдельных исследований авторы приносят свою глубокую благодарность доктору биологических наук профессору Н. В. Тимофееву-Ресовскому.

ГЛАВА 1

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЖЕЛЕЗА-59, КОБАЛЬТА-60, ИТТРИЯ-91 И ЦЕРИЯ-144 В СИСТЕМЕ ПОЧВА — РАСТВОР

Поступление химических элементов из почвы в растения и скорость их включения в биогеохимические циклы и трофические цепи в значительной степени зависят от характера взаимодействия этих элементов с почвой и их миграционной способности. При этом миграцию химических элементов в почве можно рассматривать как непрерывно повторяющийся ряд процессов поглощения (сорбции) элементов почвой из почвенного раствора и перехода их обратно в раствор (десорбции) под влиянием различных факторов, что приводит к рассеиванию химических элементов, их направленному перемещению или концентрированию. Факторами, обусловливающими такую миграцию, могут быть химические свойства элементов, их физико-химическое состояние и концентрация, физико-химические свойства почв, величина pH и окислительно-восстановительного потенциала среды, наличие в растворе миграционноспособных коллоидов, органического вещества и т. п.

Настоящая глава посвящена описанию серии опытов по изучению влияния некоторых из перечисленных факторов на поведение радиоактивных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия в системе почва — раствор.

Краткая характеристика перечисленных изотопов приведена в табл. 1.

Для проведения опытов были использованы следующие почвы: дерново-луговая (Южный Урал, Ильменский заповедник); чернозем (Курск, Центрально-черноземный заповедник); дерново-подзолистая (Московская область) и краснозем (Грузинская ССР).

Из табл. 2 и 3 видно, что все почвы значительно различаются по своим физико-химическим свойствам.

Методика проведения большинства опытов заключалась в следующем.

Таблица 1

Соединения радиоактивных изотопов и их концентрация в рабочих растворах (удельная активность рабочего раствора 10^{-5} *кюри/л*)

Изотоп	Химическое соединение	Концентрация раствора, *М*
Fe^{59}	$FeCl_3$	10^{-6}
	$Fe_2(SO_4)_3$	10^{-6}
Co^{60}	$CoCl_2$	10^{-6}
Y^{91}	YCl_3	10^{-9}
Ce^{144}	$Ce_2(SO_4)_3$	10^{-9}

Навеску воздушно-сухой почвы в 1 *г* (фракция<1 *мм*) и 20 *мл* раствора соответствующего радиоактивного изотопа помещали в пробирку из органического стекла емкостью 50 *мл* и перемешивали на вращающейся мешалке в течение 2 *ч**. Затем раствор отделяли от почвы центрифугированием и отбирали пробы для измерения активности. Количество изотопа, поглощенного почвой, определяли по разности активности исходного раствора и центрифугата.

В опытах по десорбции навеску почвы после взаимодействия с раствором соответствующего радиоактивного изотопа промывали дистиллированной водой (20 *мл*), заливали десорбирующим раствором и взбалтывали в течение 2 *ч*. Количество десорбированного из почвы изотопа определяли по активности отцентрифугированного десорбента. Опыты проводили в 3—5 повторностях.

ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СВОЙСТВ ПОЧВ

Многими исследователями отмечена высокая сорбционная способность почв и глинистых минералов в отношении Sr^{90} и Cs^{137}. В частности, для этих изотопов установлена зависимость сорбции от емкости поглощения и минералогического состава почв. Как правило, почвы с высоким содержанием органического вещества и глинистых минералов обладают большей сорбционной способностью, чем почвы легкие с малым содержанием гумуса [29, 97, 118—123]. Имеющиеся в литературе дан-

* Продолжительность перемешивания устанавливали, предварительно изучив кинетику сорбции данного изотопа дерново-луговой почвой из растворов с разными значениями pH (табл. 4). Из таблицы видно, что независимо от pH исходного раствора равновесное распределение изотопов в системе почва — раствор устанавливается в течение первого часа; поэтому во всех последующих опытах продолжительность перемешивания растворов радиоактивных изотопов с почвой составляла 2 *ч*.

Таблица 2

Химический состав почв

Почва	Горизонт и глубина, *см*	Гигроскопическая влага, %	Потери при прокаливании, %	Гумус, %	pH вытяжки		Обменные основания, *мг-экв*/100 *г*		Содержание, % прокаленного вещества				
					водной	солевой	Ca	Mg	Si	Al	Fe	Ca	Mg
Дерново-луговая	A_1 (0—10)	4,48	12,60	13,10	6,8	5,5	40,00	12,00	26,90	9,30	5,28	5,82	3,66
Чернозем	A_1 (0—10)	3,69	12,30	10,60	6,7	6,0	55,00	3,50	36,40	6,85	2,40	0,85	0,63
Дерново-подзолистая	A_1 (0—10)	2,01	8,20	6,80	4,5	3,9	Не определяли		32,60	5,72	1,76	1,20	0,28
	A_2 (10—27)	1,49	4,94	0,14	5,3	4,8	„	„	35,80	8,00	1,95	0,80	0,08
	B_1 (27—60)	3,26	2,80	0,22	4,9	4,0	„	„	36,20	7,67	4,56	0,96	0,42
Краснозем	A_1 (0—10)	3,71	13,40	5,30	6,2	5,8	12,00	0,20	33,50	8,95	4,28	0,74	0,11

Таблица 3

Механический состав почв, % сухого вещества

Почва	Горизонт и глубина, *см*	Размер фракций, *мм*						
		1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001	<0,01
Дерново-луговая	A_1 (0—10)	18,41	22,55	15,79	6,09	11,31	22,37	39,77
Чернозем	A_1 (0—10)	2,74	2,58	38,07	9,65	13,63	28,89	52,17
Дерново-подзолистая	A_1 (0—10)	11,02	12,26	46,82	8,77	9,59	10,13	28,49
	A_2 (10—27)	7,43	9,36	46,31	11,26	11,04	13,32	35,62
	B_1 (27—60)	4,64	10,14	10,92	7,50	7,22	28,00	42,72
Краснозем	A_1 (0—10)	4,05	2,04	18,42	13,34	24,91	37,24	75,49

Таблица 4

Сорбция радиоактивных изотопов дерново-луговой почвой, % исходного содержания

Изотоп	pH	Время перемешивания, ч					
		0,5	1	2	4	6	12
Fe^{59}	4	93	94	92	95	95	92
	8	54	50	52	49	48	50
Co^{60}	8	90	92	91	89	96	95
	4	92	96	95	93	96	92
Y^{91}	8	93	93	96	95	97	96
	4	92	96	95	98	96	92
Ce^{144}	8	68	80	81	85	76	87

ные о поглощении Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} разными почвами довольно противоречивы. В некоторых работах подчеркивается, что полнота поглощения микроколичеств этих изотопов не зависит от свойств почв, поскольку емкость поглощения любой почвы достаточно велика для их фиксации [37—38, 40, 100, 124]. С другой стороны, некоторые исследователи отмечают такую зависимость [42, 47].

Результаты опытов, проведенных нами по описанной выше методике с несколькими резко различающимися по своим физико-химическим свойствам типами почв, сведены в табл. 5.

Таблица 5

Сорбция радиоактивных изотопов из водных растворов различными почвами*, % исходного содержания (pH растворов равен 6)

Изотоп	Дерново-луговая почва	Чернозем	Краснозем	Дерново-подзолистая почва		
				A_1	A_2	B_1
Fe^{59}	40±15	29±7	29±10	23±5	35±8	22±5
Co^{60}	93±5	93±2	88±5	—	92±3	—
Y^{91}	93±4	95±3	91±2	90±4	89±6	97±2
Ce^{144}	94±3	83±10	92±4	90±5	92±5	90±4

* Физико-химические свойства почв приведены в табл. 2 и 3.

Эти данные показывают, что Fe^{59} всеми почвами поглощается в значительно меньшей степени, чем изотопы кобальта, иттрия и церия. Различия в поглощении одного и того же радиоактивного изотопа разными почвами оказались недостоверными. Следовательно, поглощение микроколичеств Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} не зависит от свойств почв. Это подтверждает вывод о том, что емкость поглощения любой почвы достаточно велика, чтобы полностью связать те количества сорбционноспособных форм этих изотопов, которые присутствовали в растворе при данных условиях опыта.

ВЛИЯНИЕ pH РАСТВОРА И КОНЦЕНТРАЦИИ ИЗОТОПНЫХ НОСИТЕЛЕЙ НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ ПОЧВОЙ

Миграционноспособной формой всякого элемента является форма, устойчивая в растворе. Для кобальта, трудно гидролизующегося элемента, это может быть, в частности, ионная форма, а для легко гидролизующихся железа, иттрия и церия, наряду с ионной формой, тонкодисперсные коллоиды. Состояние химических элементов в растворе и переход их из одной физико-химической формы в другую определяется некоторыми факторами, к основным из которых относятся pH среды и концентрация самих элементов. При изменении pH раствора и концентрации химического элемента может быть достигнуто произведение растворимости малорастворимых соединений, а это приведет к изменению химической формы элемента и, как следствие, к изменению его подвижности в почве. Известно, что коллоидные частицы гидроокисей металлов заряжены, как правило, отрицательно [125], а потому они поглощаются почвой меньше, чем катионы. Увеличение концентрации элемента в растворе может привести к эффекту насыщения и прекращению сорбционного процесса.

Из литературных данных известно, что ионные формы железа, кобальта, иттрия и церия полно и прочно фиксируются в почвах, тогда как коллоидные формы не всегда ведут себя однозначно, поскольку их сорбционные свойства зависят от степени дисперсности коллоидов и могут изменяться во времени. По-видимому, этим объясняется некоторая противоречивость данных о поведении перечисленных изотопов в почве [34—37, 39, 80, 100, 124—129].

Результаты наших опытов приведены на рис. 1. Поскольку в предыдущем разделе было показано, что в области микроконцентраций свойства почв практически не влияют на полноту поглощения, то данные по сорбции радиоактивных изотопов с шестью образцами почв были усреднены. Видно, что изменение щелочно-кислотных условий среды резко сказывается на поглощении Fe^{59}. Сорбция этого изотопа снижается при изменении pH от 4 до 5, что, вероятно, связано с переходом железа из ионного состояния в коллоидную форму. Этим же можно объяснить наблюдаемое при щелочных значениях pH

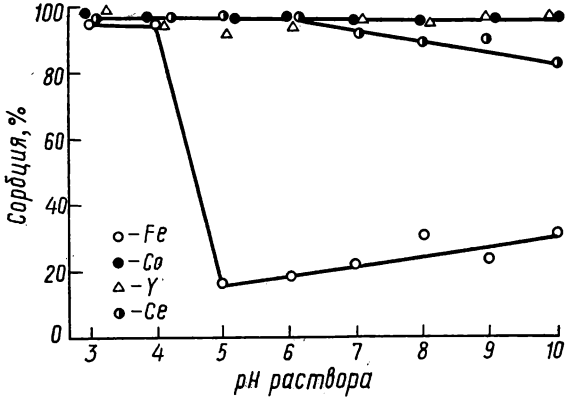

Рис. 1. Сорбция Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} почвами в зависимости от pH раствора.

снижение поглощения почвами Ce^{144}. Вместе с тем изотопы кобальта и иттрия, также гидролизующиеся в условиях опыта, при всех значениях pH исходного раствора поглощаются почвами одинаково. Такое различие в поведении железа и церия, с одной стороны, а кобальта и иттрия, с другой, указывает на то, что подвижность этих элементов в системе почва — раствор определяется не только формой их нахождения в растворе, но и физико-химическими свойствами этих форм (степень дисперсности коллоидов, знак и величина заряда и т. п.). Если коллоидные формы кобальта и иттрия в условиях проведенных опытов были заряжены положительно, то степень их поглощения почвой могла быть такой же, как

и для ионных форм. Это, возможно, и имело место в опыте.

В целом наиболее подвижным элементом в системе почва — раствор оказалось железо, менее подвижным — церий и еще менее подвижными — кобальт и иттрий. Это положение было проверено нами в серии специальных опытов, проведенных в динамических условиях по следующей методике.

Таблица 6

Химический состав воды оз. Большое Миассово, *мг/л*

Сухой остаток	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	SiO_2	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$K^+ + Na^+$	$Fe_2O_3 + Al_2O_3$
201,0	122,0	5,0	8,3	Следы	7,0	27,0	12,0	16,1	3,2

Стеклянные колонки диаметром 1,2 *см* и длиной 18 *см* заполняли почвой (фракция меньше 1 *мм*). Снизу вверх подавали растворы соответствующих радиоактивных изотопов, приготовленные на озерной воде. Химический состав воды приведен в табл. 6. Скорость фильтрации растворов через колонки составляла 0,5 *мл/мин*. Количество фильтрата, прошедшего через колонку, измеряли в объемах почвенного фильтра. Через каждые 10—15 объемов отбирали пробы для измерения активности фильтрата и исходного раствора. После прохождения через каждую колонку 100 объемов соответствующего раствора колонки разбирали. Извлеченные из колонок почвенные фильтры делили на пять равных слоев. Почву каждого слоя высушивали, тщательно перемешивали и из нее отбирали пробы для измерения активности. Таким образом устанавливали сорбцию радиоактивных изотопов почвой и их распределение по почвенной колонке. Поскольку подвижность железа и церия, как было показано ранее, зависит от щелочно-кислотных условий среды, сорбцию этих элементов проводили из растворов с pH=3 и 8, а кобальта и иттрия только из раствора с pH=8.

Как и следовало ожидать, из раствора с pH=3 железо и церий почти полностью поглощаются почвой, а при pH=8 их содержание в фильтрате заметно увеличивается (рис. 2). Кобальт, так же как и в статических опытах, оказался в этих условиях наименее подвижным элементом.

Различная подвижность радиоактивных изотопов в системе почва — раствор отражается и на их распреде-

лении по почвенной колонке (рис. 3). Так, высокой сорбции железа и церия в почве при pH=3, а также кобальта и иттрия при pH=8 соответствует резкая дифференциация их распределения по отдельным слоям почвенного фильтра. Вместе с тем снижение сорбции железа и церия в щелочных условиях сопровождается более равномерным распределением их по почвенной колонке.

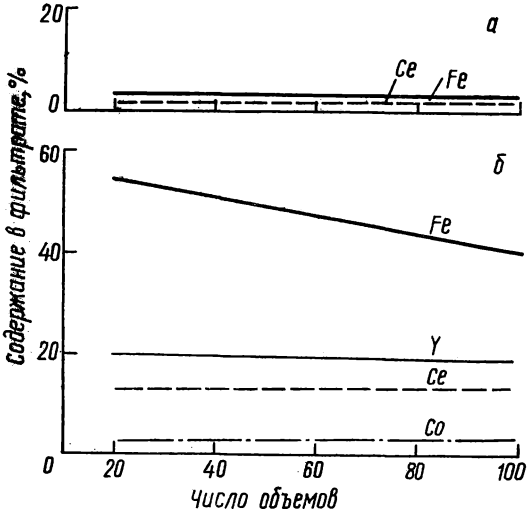

Рис. 2. Выход Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} из почвенных колонок:
а — сорбция из растворов с pH=3;
б — сорбция из растворов с pH=8.

Таким образом, изучение поведения Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в системе почва — раствор в зависимости от щелочно-кислотных условий среды показало, что как в статических, так и в динамических условиях опыта железо и церий из кислых растворов поглощаются почвой больше, чем из щелочных, тогда как кобальт и иттрий при любых значениях pH (3—10) поглощаются почвой практически полностью. Из всех четырех изученных радиоактивных изотопов наиболее подвижным в системе почва—раствор при нейтральных и щелочных значениях pH оказалось железо. Следует отметить, что последнее обстоятельство не должно восприниматься в качестве противоречия сложившимся представлениям о снижении под-

вижности железа в щелочной среде [130—133]. В данном случае мы рассматриваем поведение микроколичеств миграционноспособного железа, которые в природных условиях всегда присутствуют в растворе в равновесном состоянии с основной массой макроколичества его гидроокиси, выпадающей в осадок. Эти микроколичества удерживаются в растворе, не коагулируя, и сохраняют подвижность в широком диапазоне pH.

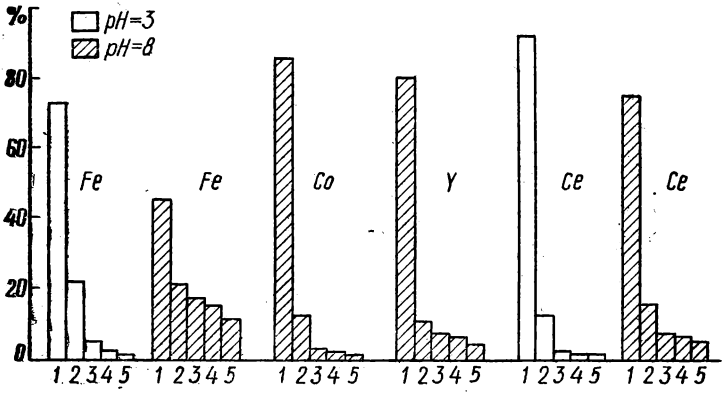

Рис. 3. Распределение Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} по слоям почвенной колонки: при соответствующих значениях pH раствора:
1 — 5 — слои почвенной колонки.

В табл. 7 и на рис. 4 приведены результаты опытов по изучению сорбции изотопов почвой в зависимости от концентрации их в растворе.

Концентрацию железа и кобальта меняли от 10^{-6} до 10^{-4} *М*, а иттрия и церия от 10^{-8} до 10^{-4} *М*. Растворы готовили из солей стабильных изотопов химических элементов, в которые затем вводили необходимые количества соответствующих радиоактивных изотопов. После этого растворы дважды выпаривали с кислотой (соляная кислота — для железа, кобальта, иттрия и серная — для церия) в платиновой чашке для перевода стабильных элементов и их радиоактивных изотопов в одну химическую форму. После выпаривания осадок растворяли соответственно в 0,01 н. HCl или H_2SO_4 и использовали для приготовления растворов нужной концентрации.

Как показали опыты (см. рис. 4), наиболее полное поглощение железа почвой происходит при концентрации его в растворе 10^{-4} *М*. В этом случае величина сорбции

Таблица 7

Сорбция кобальта и иттрия дерново-луговой почвой в зависимости от концентрации их в растворе и pH, % исходного содержания

Элемент	Концентрация в растворе, *M*	pH раствора							
		3	4	5	6	7	8	9	10
Кобальт	10^{-4}	97	99	99	97	99	99	99	98
	10^{-5}	98	97	94	95	99	98	98	93
	10^{-6}	98	98	97	97	98	95	97	92
Иттрий	10^{-4}	98	99	99	99	99	99	98	—
	10^{-5}	98	98	97	97	98	98	98	98
	10^{-6}	97	96	96	95	98	98	97	97
	10^{-7}	96	96	95	95	95	94	98	98
	10^{-8}	96	96	94	95	92	90	88	93

в интервале pH=4÷10 остается постоянной, варьируя вокруг средней величины (60%). С уменьшением концентрации на один-два порядка сорбция железа снижается при переходе от слабокислых к нейтральным и щелочным значениям pH. Такой ход сорбционных кривых может быть связан с тем, что при концентрации 10^{-5} и 10^{-6} *M* и pH=4÷5 достигается величина произведения растворимости гидроокиси железа. При этом в растворе образуются коллоидные формы, которые более подвижны, чем катионы железа. Высокая сорбция и слабая зависимость поглощения железа от щелочно-кислотных условий среды при концентрации 10^{-4} *M* обусловлены, вероятно, образованием крупных коллоидных агрегатов и механической сорбцией их в почве.

Церий при концентрации его в растворе 10^{-4} *M* (см. рис. 4) сорбируется почвой практически полностью в изученном диапазоне pH. Уменьшение концентрации в 10 раз сопровождается резким снижением поглощения его в нейтральной и щелочной областях. Ход кривых сорбции церия при еще более низких концентрациях (10^{-6}—10^{-8} *M*) подобен ходу кривой для концентрации 10^{-5} *M*, но характеризуется менее резким снижением поглощения в области pH=7÷10. Это, по-видимому, связано с тем, что церий в условиях данных опытов находится

в растворе в различных химических формах. В области pH=3÷6 он при всех изученных концентрациях находится в растворе в катионной форме, которая погло-

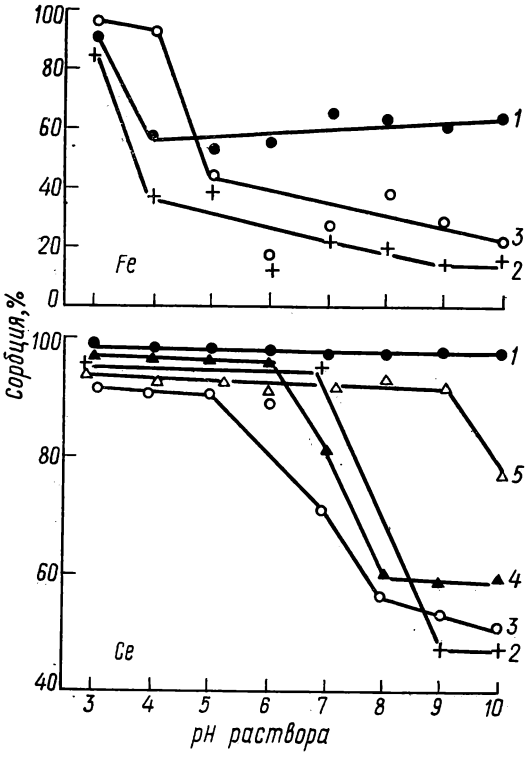

Рис. 4. Сорбция Fe^{59} и Ce^{144} дерново-луговой почвой в зависимости от pH раствора и концентрации этих элементов в растворе:
1—10^{-4} *M*; *2*—10^{-5} *M*; *3*—10^{-6} *M*; *4*—10^{-7} *M*; *5*—10^{-8} *M*.

щается почвой практически полностью; при pH=7÷8 произведение растворимости $Ce(OH)_3$ (10^{-24}) для концентрации 10^{-7}—10^{-8} *M* не достигается, однако и в этом случае наблюдается некоторое снижение сорбции, связанное, по-видимому, с образованием гидролизных форм церия. Для концентрации 10^{-5}—10^{-6} *M* при этих значениях pH достигается произведение растворимости

$Ce(OH)_3$, что сопровождается резким снижением его поглощения почвой.

Таким образом, сорбция железа и церия почвой зависит от их концентрации в растворе и носит сложный характер. Ионные формы этих элементов практически полностью поглощаются почвой. Уменьшение сорбции начинается для церия в нейтральной и щелочной областях до достижения величины произведения растворимости и образования коллоидов, но наибольшее снижение сорбции для обоих элементов происходит при образовании собственных коллоидов.

Кобальт и иттрий (см. табл. 7) при изученных концентрациях практически полностью сорбируются почвой во всем интервале pH. Исходя из произведения растворимости гидроокиси кобальта ($2 \cdot 10^{-26}$) и иттрия (10^{-26}), можно ожидать появления коллоидов кобальта для концентрации 10^{-6}—10^{-5} *M* при pH=9, а для 10^{-4} *M* при pH=8. Коллоиды иттрия появляются в растворе при концентрации 10^{-8} *M* уже при pH=8, а для более высоких концентраций при еще меньших значениях pH. Независимость поглощения этих элементов от концентрации может указывать на образование положительно заряженных, хорошо сорбируемых почвой коллоидов.

Анализ приведенного в настоящем разделе материала показывает, что сорбция Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} почвой в зависимости от щелочно-кислотных условий среды и концентрации этих элементов в растворе носит сложный характер и отражает изменения физико-химического состояния элементов в растворе в данных условиях.

ВЛИЯНИЕ СТАБИЛЬНЫХ ИЗОТОПОВ ЖЕЛЕЗА И АЛЮМИНИЯ НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ ПОЧВОЙ

Из всего сказанного ясно, что железо в широкой области pH образует в растворе плохо сорбируемые почвой коллоиды. Наличие в природных водах и почвенных растворах таких коллоидов железа может влиять на миграционную способность других химических элементов, особенно тех, которые присутствуют в растворе в микроконцентрациях [13, 134]. Оно может проявиться, например, в том, что в процессе коллоидообразования

микрокомпонент будет осаждаться или адсорбироваться на коллоидных частицах макрокомпонентов с близкими химическими свойствами. Тогда поведение микрокомпонента, закрепленного на коллоидной частице, должно определяться не только собственными химическими свойствами, но и свойствами макрокомпонента [98, 99]. Такими макрокомпонентами для Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} могут быть железо и алюминий. Основанием для этого утверждения служит, во-первых, некоторая общность химических свойств всех этих элементов; во-вторых, то, что концентрация миграционноспособных форм железа и алюминия в почвах и водах на несколько порядков выше концентрации в них кобальта, иттрия и церия [41, 57, 58; 63, 94, 95, 135, 136].

Кроме того, некоторыми работами показано, что между содержанием железа и кобальта в генетических горизонтах почв существует прямая зависимость, а присутствие в растворе железа и алюминия влияет на поведение в почвах микроколичеств кобальта, иттрия и церия [39, 100, 137].

Для изучения сорбции Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} почвой в зависимости от содержания в растворе стабильных изотопов железа и алюминия готовили растворы этих элементов соответствующей концентрации (pH=3). В растворы вносили Co^{60}, Y^{91} или Ce^{144}, после чего растворы доводили до нужного значения pH и использовали в качестве рабочих. Концентрация кобальта составляла 10^{-5} *M*, а иттрия и церия — 10^{-8} *M*.

Результаты опытов показали, что присутствие в растворе стабильных изотопов железа и алюминия заметно снижает сорбцию всех трех изученных изотопов почвой (рис. 5). В опытах с Co^{60} это снижение происходит при pH=9÷10, т. е. при таких щелочно-кислотных условиях, когда кобальт, а также железо и алюминий находятся в растворе в коллоидной форме. При этом наименьшая сорбция радиоактивного изотопа в почве отмечается при высоких концентрациях его макрокомпонентов в растворе.

Уменьшение поглощения Y^{91} и Ce^{144} почвой проявляется гораздо сильнее при более высоких концентрациях железа. Причем максимальное снижение поглощения иттрия происходит в слабокислых и нейтральных растворах, церия — в нейтральных и слабощелочных. В присутствии алюминия отмеченный характер сорбции

этих изотопов сохраняется, но снижение их поглощения выражено не так четко, как в опытах с железом.

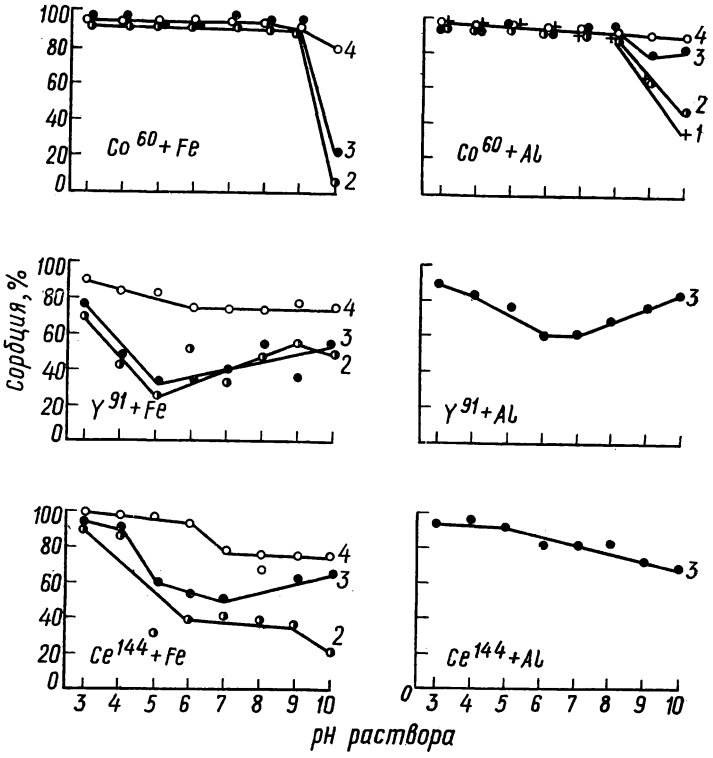

Рис. 5. Сорбция Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} дерново-луговой почвой в зависимости от концентрации в растворе стабильных изотопов железа и алюминия:
1—10^{-3} *M*; *2*—10^{-4} *M*; *3*—10^{-5} *M*; *4*—10^{-6} *M*.

Итак, при определенных щелочно-кислотных условиях среды присутствие в растворе железа и алюминия значительно влияет на подвижность радиоактивных изотопов кобальта, иттрия и церия в системе почва — раствор. Механизм этого явления, по-видимому, связан с процессами соосаждения и адсорбции микроколичеств радиоизотопов с образующимися при этих условиях коллоидами железа и алюминия.

ВЛИЯНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ КОМПЛЕКСОНОВ НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ ПОЧВОЙ

Искусственные комплексоны (вещества, образующие с катионами некоторых химических элементов легко растворимые внутрикомплексные соединения) в последнее время находят все большее применение в борьбе с эндемическими заболеваниями растений [138—147]. Некоторые исследователи рассматривают эти вещества также с точки зрения возможного их использования в качестве эффективного средства воздействия на судьбу радиоактивных изотопов, загрязняющих почвы и водоемы [102, 148—151]. Применение комплексонов в

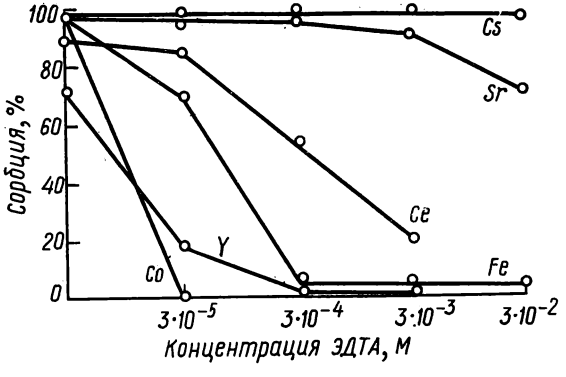

Рис. 6. Сорбция радиоактивных изотопов почвой из водных растворов с разной концентрацией ЭДТА.

указанных выше целях основано на том, что они снижают сорбцию отдельных химических элементов почвой, тем самым увеличивая поступление этих элементов в растения и повышая их миграцию с почвенным раствором.

Нами были проведены опыты по изучению сорбции радиоактивных изотопов дерново-луговой почвой из водных растворов четырех комплексонов разной концентрации: ДТПА (диэтилентриаминпентауксусная кислота $C_{14}H_{23}O_{10}N_3$), ЭДТА (этилендиаминтетрауксусная кислота $C_{10}H_{16}O_8N_2$); ЭАДА (этаноламиндиуксусная кислота $C_6H_{11}O_5N$) и ЭДБИФ (этилендиаминбисизопропилфосфиновая кислота $C_8H_{20}O_6P_2N_2$). Из рис. 6 видно, что в

присутствии ЭДТА сорбция почвой Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} снижается резко; Sr^{90} — в значительно меньшей степени, а на Cs^{137} комплексон никакого влияния не оказывает. Как известно, первые четыре элемента образуют с ЭДТА очень устойчивые внутрикомплексные соединения. Значения констант устойчивости этих соединений составляют 14,2; 16,3; 18,5 и 16,0 соответственно. Константа устойчивости соединения стронция с ЭДТА значительно ниже (8,6), а комплексное соединение цезия с этим аддендом характеризуется еще более низкой константой устойчивости [152].

Следовательно, в данном случае сорбция радиоактивных изотопов почвой из водных растворов определяется в основном константой устойчивости их комплексных соединений. Этим можно объяснить и неодинаковую эффективность разных по химической природе комплексонов (рис. 7). Как видно из рисунка, все исследованные комплексоны заметно снижают сорбцию кобальта и церия почвой, т. е. тех элементов, которые обычно образуют прочные внутрикомплексные соединения с органическими аддендами. Стронций, как отмечалось выше, образует с комплексонами менее прочные соединения; кроме того, с ним всегда в этих реакциях конкурирует его близкий аналог кальций, поэтому эффективность комплексонов для Sr^{90} оказалась менее значительной. На сорбцию цезия все комплексоны не оказали никакого влияния, поскольку он практически не образует внутрикомплексных соединений.

Таким образом, проведенные опыты еще раз показали, что миграционная способность радиоактивных изотопов в системе почва — раствор существенным образом зависит от того, в какой форме они находятся в растворе. Так, изотопы, входящие в состав прочных комплексных соединений, в малой степени поглощаются почвой и более миграционноспособны. При этом эффективность комплексонов по отношению к разным радиоактивным изотопам зависит от константы устойчивости образующихся внутрикомплексных соединений.

Как будет показано ниже, радиоактивные изотопы, образующие с комплексонами устойчивые соединения, сохраняют высокую подвижность (в присутствии комплексона) и в более сложной системе почва — растение. В связи с этим для предварительной оценки влияния какого-либо комплексона на подвижность химического

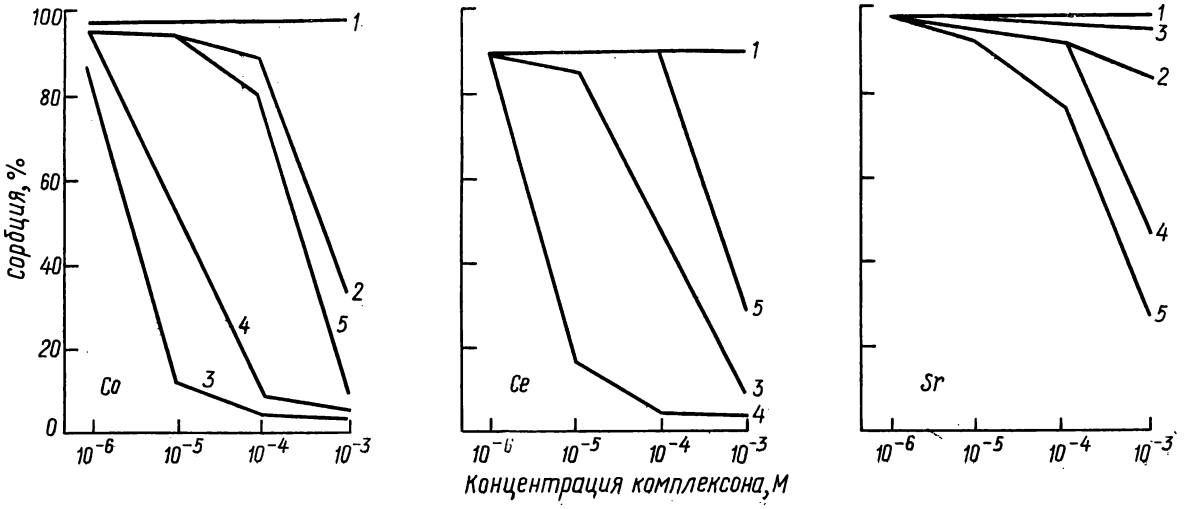

Рис. 7. Зависимость сорбции Co^{60}, Ce^{144} и Sr^{90} от концентрации комплексона:
1 — контроль, *2* — ЭАДА; *3* — ЭДТА; *4* — ДТПА; *5* — ЭДБИФ.

элемента в системе почва — растение достаточно лишь поставить несложные сорбционные опыты в простой системе почва — раствор. По полученным данным можно выделить наиболее перспективные комплексоны для проведения с ними более длительных и трудоемких вегетационных и полевых опытов.

ВЛИЯНИЕ ВОДНЫХ ЭКСТРАКТОВ ИЗ РАСТИТЕЛЬНОГО ОПАДА НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ ПОЧВОЙ

Присутствие органического вещества в природных водах и почвенных растворах, как правило, способствует увеличению подвижности химических элементов в почвах. При этом мобилизующее действие растворенного в воде органического вещества чрезвычайно разнообразно. Оно может проявляться в нейтрализующем действии отрицательно заряженных золей органического вещества на положительно заряженные золи минеральных коллоидов [70, 153]. Это может быть также пептизирующее действие воднорастворимых органических веществ, повышение кислотности среды, образование простых и комплексных солей, внутрикомплексных соединений [61, 68, 73, 77, 78, 154—161].

В последние годы в геохимии и почвоведении складывается представление о ведущей роли природных комплексных соединений, образующихся в результате разложения растительного опада, в миграции некоторых химических элементов в зоне гипергенеза. Многочисленными исследованиями установлено, что при воздействии на почву водных экстрактов из различных частей растений значительное количество железа переходит в раствор, при этом оно восстанавливается до двухвалентного состояния и входит в состав устойчивого железоорганического аниона комплексной природы [81, 86, 87, 89, 90, 158, 162, 163]. В других работах отмечается увеличение подвижности кобальта, иттрия и церия в почве под влиянием воднорастворимых органических веществ за счет комплексообразования [40, 42, 43, 49, 164—166]. Однако показано, что различные группы органических веществ обладают неодинаковой способностью к образованию комплексных соединений [68, 88, 91, 167—178]. Особенно большая роль в реакциях комплексообразования принадлежит фенолам, полифенолам, аминокислотам, алифатическим кислотам и другим продуктам ме-

таболизма микроорганизмов, растений и животных [82, 162, 179, 180]. Эти вещества экстрагируются водой из отмирающих организмов или вновь образуются в процессе разложения растительных и животных остатков. Поступая в природные воды и почвенные растворы, они способны переводить химические элементы из твердой фазы почвы в раствор и увеличивать тем самым их миграцию [109, 157, 163, 181—184].

Нами было проверено влияние экстрактов из свежеопавших листьев нескольких видов древесных пород на сорбцию рассматриваемых изотопов дерново-луговой почвой. Экстракты были приготовлены десятидневным настаиванием 100 *г* опавших листьев в 5 *л* профильтрованной озерной воды. В готовые экстракты вносили Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144}, после чего по описанной ранее методике изучали сорбцию этих изотопов навеской почвы. Для сравнения параллельно проводили опыты по сорбции изотопов из озерной воды и 0,01 *М* раствора ЭДТА.

Из рис. 8 видно, что в присутствии растительных экстрактов сорбция радиоактивных изотопов почвой заметно снижается. Если в вариантах с озерной водой в растворе остается 2—4% исходного количества изотопа, то при использовании экстрактов — 40—70%. Наиболее сильным десорбирующим действием обладает ЭДТА. В ее присутствии Fe^{59} и Ce^{144} в значительных количествах удерживаются в растворе, а Co^{60} и Y^{91} практически не сорбируются почвой.

Из всех пяти растительных экстрактов в среднем наименьшим десорбирующим действием обладает экстракт из хвои сосны, а наибольшим — из листьев осины. Можно заметить, что эти экстракты резко отличаются друг от друга по суммарному содержанию в них углерода, кальция и магния (табл. 8).

Чтобы выяснить, в какой степени десорбирующее действие экстрактов связано с содержанием в них свободных катионов и органического вещества, была проведена серия специальных опытов [49]. Показано, что удаление органического вещества из экстракта (сжигание в муфельной печи при 450—500° С) почти полностью снимает их десорбирующее действие в отношении железа. В меньшей степени это относится к кобальту. В опытах со стронцием отмечено, что десорбирующее действие экстрактов для Sr^{90} обусловлено в основном наличием в них катионов кальция и магния.

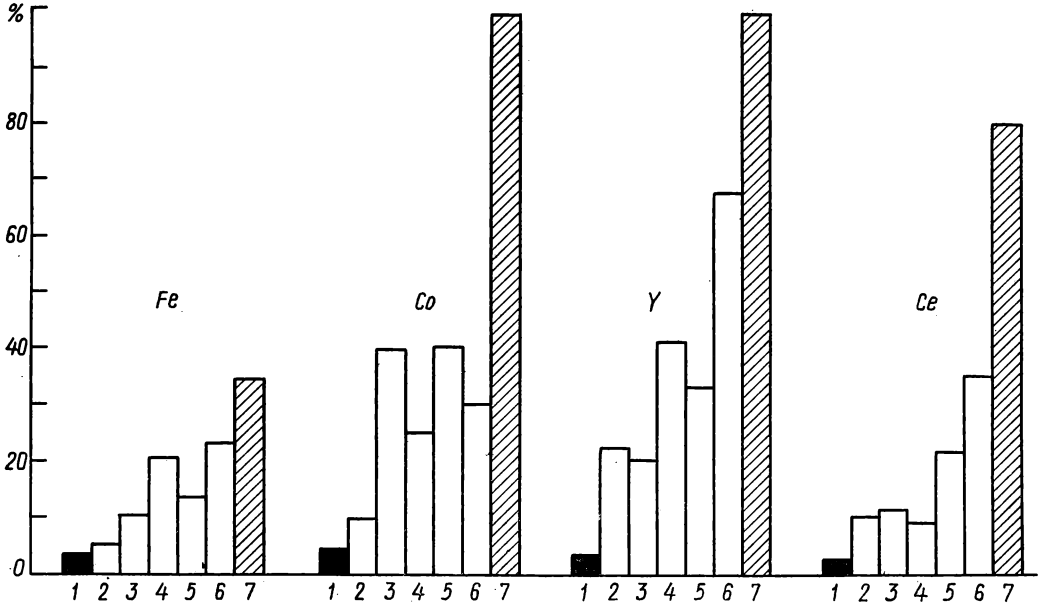

Рис. 8. Влияние растительных экстрактов и раствора ЭДТА на сорбцию Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} дерново-луговой почвой:

1 — озерная вода; *2* — экстракт из хвои сосны; *3* — из листьев липы; *4* — из листьев березы, *5* — из листьев черемухи; *6* — из листьев осины; *7* — раствор ЭДТА.

Таблица 8

Химическая характеристика растительных экстрактов

Экстракт из листьев	pH	Содержание, *мг/л*		
		C	Ca	Mg
Осины	4,9	3970	940	248
Черемухи	4,9	3310	746	83
Березы	4,1	2660	196	224
Липы	4,2	3130	510	177
Хвои сосны	4,0	730	27	37

Следовательно, десорбирующий эффект экстрактов может быть связан как с содержанием в них органического вещества, способного переводить отдельные химические элементы в растворимые, подвижные соединения, так и с содержанием минерального компонента. Следует указать, что некоторые низшие алифатические и аминокислоты способны снижать сорбцию радиоактивных изотопов почвами. По-видимому, именно эта группа органических веществ, обладающая комплексообразующими свойствами, и определяет до некоторой степени десорбирующее действие экстрактов.

В природных условиях увеличению миграции химических элементов в почве могут способствовать не только первичные продукты разложения растительного опада типа низкомолекулярных органических соединений, но и продукты их ресинтеза — высокомолекулярные органические вещества специфической природы (гуминовые кислоты и фульвокислоты), что хорошо иллюстрируется результатами опытов по изучению влияния этих кислот на сорбцию Fe^{59}, Co^{60} и Y^{91} дерново-луговой почвой (табл. 9). Из таблицы видно, что указанные вещества, подобно растительным экстрактам, заметно снижают сорбцию всех трех изотопов почвой. Сопоставляя десорбирующее действие экстрактов (см. рис. 8) с десорбирующим действием гуминовых и фульвокислот и сравнивая содержание углерода в этих десорбентах, можно заметить, что при гораздо более низком содержании органического вещества в растворах гуминовых и фульвокислот десорбирующее действие последних приближается к десорбирующему действию экстрактов.

Таблица 9

Содержание радиоактивных изотопов в растворе в различных условиях [49], %

Концентрация кислоты *	Гуминовые кислоты			Фульвокислоты		
	Fe^{59}	Co^{60}	Y^{91}	Fe^{59}	Co^{60}	Y^{91}
0,4	22,0±4,2	8,6±0,8	—	5,4±1,2	3,0±0,7	—
2,0	22,5±0,7	7,0±1,1	—	35,6±1,9	5,5±1,6	—
3,2	—	—	30,5±0,5	—	—	14,3±1,3
10,0	20,8±0,4	4,9±0,8	—	18,7±2,7	6,7±1,2	—
16,0	—	—	28,5±1,5	—	—	16,5±2,5
50,0	31,0±0,9	13,5±2,5	—	12,4±1,8	11,5±0,5	—
80,0	—	—	35,0±0,7	—	—	6,6±0,3

*Концентрация кислоты рассчитана по содержанию углерода, *мг/л*.

Итак, изложенные в этом разделе данные показывают, что водные экстракты растительного опада снижают сорбцию Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} почвой и тем самым увеличивают их миграцию в системе почва — раствор. Подобным же действием обладают высокомолекулярные органические вещества почвы — растворимые гуминовые кислоты и фульвокислоты. Десорбирующее действие растительных экстрактов для перечисленной группы радиоизотопов обусловлено в основном наличием в них органических веществ, способных переводить эти химические элементы в растворимые в воде соединения.

ПРОЧНОСТЬ ФИКСАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ В ПОЧВЕ

До сих пор мы рассматривали факторы, влияющие на полноту поглощения Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} почвами. При этом о подвижности радиоактивных изотопов в системе почва — раствор судили по соотношению их содержания в твердой и жидкой фазах, полагая, что чем большее количество изотопа удерживается в растворе, тем выше его миграционная способность. Однако миграция химических элементов определяется не только полнотой поглощения, но и прочностью их закрепления в почвах. Чем прочнее закреплен тот или иной элемент в почве и чем в меньших количествах он переходит в раствор под действием разных факторов, тем меньше будет его ареал

рассеивания. Следовательно, для более полной оценки миграционной способности изучаемых радиоактивных изотопов необходимо иметь представление как о поглощении, так и о прочности их закрепления в почвах.

Если о поглощении радиоактивных изотопов в почве, как было показано в предыдущих разделах, можно судить по степени их перехода из жидкой фазы в твердую (раствор — почва), то о прочности фиксации можно судить по обратному процессу — переходу изотопов из твердой фазы в жидкую (почва — раствор), т. е. по степени их десорбции из почвы под влиянием различных десорбирующих агентов.

В связи с этим была проведена специальная серия опытов по изучению десорбции Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} из почв. При этом исследовалась зависимость десорбции изотопов от pH десорбирующего раствора, от присутствия в растворе различных катионов, искусственных комплексонов и воднорастворимого органического вещества из растительного опада. Таким образом, в десорбционных опытах были изучены в основном те же факторы, что и в опытах по сорбции.

Влияние pH десорбирующего раствора. В основе изменения десорбирующего действия раствора в зависимости от pH, помимо прямого растворения химических соединений, лежит такое явление, как вытеснение отдельных химических элементов из почвы в раствор в результате поглощения в ней ионов водорода. Кроме того, изменение щелочно-кислотных условий среды влечет за собой переход гидролизующихся элементов из ионной формы в коллоидную, что в свою очередь может сказаться на прочности их фиксации в почве.

В табл. 10 приведены результаты определения десорбции из дерново-луговой почвы радиоактивных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия озерной водой, pH которой изменяли от 3 до 10. При этом изотопы сорбировались из раствора с pH=4. Как видно из таблицы, десорбирующее действие воды по отношению ко всем радиоактивным изотопам почти одинаково; оно в общем незначительно и не зависит от pH. Это свидетельствует о достаточно высокой прочности фиксации изучаемых изотопов в почве. Прочность фиксации практически не зависит от того, в какой форме находятся радиоактивные изотопы в исходном растворе — ионной или коллоидной (табл. 11). Лишь для Co^{60} наблюдается некото-

Таблица 10

Десорбция радиоактивных изотопов из дерново-луговой почвы озерной водой с различными значениями pH, % сорбированного количества

Изотоп	pH десорбирующего раствора							
	3	4	5	6	7	8	9	10
Fe^{59}	3,2±0,7	2,5±0,5	2,9±0,4	3,1±0,8	2,8±0,7	2,5±0,8	2,7±0,5	2,7±0,5
Co^{60}*	3,5	1,7	2,0	2,3	1,5	1,5	1,7	1,9
Y^{91}	1,2±0,1	1,5±0,2	1,7±0,4	2,0±0,3	2,0±0,5	1,8±0,6	1,6±0,4	2,0±0,3
Ce^{144}	2,3±0,4	2,7±0,8	1,9±0,8	2,4±0,9	1,9±0,8	1,5±0,6	1,8±0,5	1,9±0,5

* Данные взяты из работы [100]

Таблица 11

Десорбция радиоактивных изотопов из дерново-луговой почвы катионами Al^{3+} и Zn^{2+}, % сорбированного количества

pH исходного раствора	Fe^{59}	Co^{60}	Y^{91}	Ce^{144}	pH исходного раствора	Fe^{59}	Ce^{60}	Y^{91}	Ce^{144}
	Десорбирующий катион					Десорбирующий катион			
	Al^{3+}	Zn^{2+}	Al^{3+}	Al^{3+}		Al^{3+}	Zn^{2+}	Al^{3+}	Al^{3+}
3	5	42	9	3	7	4	30	7	5
4	2	42	8	4	8	5	42	8	4
5	8	24	9	3	9	5	16	8	4
6	7	36	7	5	10	4	18	7	4

рое снижение десорбции в той области pH исходного раствора, где этот элемент находится в коллоидной форме.

Таким образом, изменение pH раствора не оказывает существенного влияния на прочность фиксации радиоактивных изотопов в почве.

Десорбирующее действие различных катионов. В сложном комплексе физико-химических процессов, протекающих в почве, большая роль принадлежит реакциям ионного обмена. Установлено, что вытесняющая способность катионов, участвующих в этих реакциях, нарастает с увеличением их атомного веса и валентности [185, 186]. Известно также, что K, Na и Ca, являясь представителями основных макроэлементов, вступают в почве преимущественно в реакции ионного обмена, а для таких элементов, как Zn, Cu, Al и Fe характерны в большей степени реакции комплексообразования. Поэтому было интересно, используя десорбирующее действие перечисленных катионов, выяснить некоторые механизмы фиксации радиоизотопов в почве.

Результаты опытов по десорбции Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} 0,1 н.растворами KNO_3, NaCl, $Ca(NO_3)_2$, $CuSO_4$, $ZnSO_4$, $Al_2(SO_4)_3$ и $FeCl_3$ приведены в табл. 12.

Из таблицы видно, что наиболее прочно фиксируется в почве Fe^{59}, поскольку десорбирующее действие всех катионов в данном случае оказалось весьма незначительным. Кобальт-60 относительно легко десорбируется двух- и трехвалентными катионами. По способности вытеснять этот элемент из почвы десорбенты располагаются в ряду $Na<K<Ca<Zn<Al<Fe<Cu$. Вытесняющая

Таблица 12

Десорбция радиоактивных изотопов из дерново-луговой почвы 0,1 н. растворами солей, % сорбированного количества (pH исходного раствора равен 5)

Изотоп	Десорбирующий катион						
	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Al^{3+}	Fe^{3+}
Fe^{59}	1,2	2,0	2,0	4,6	1,8	5,0	—
Co^{60}	3,7	6,0	18,1	86,0	74,2	76,0	79,2
Y^{91}	1,0	1,3	4,4	41,6	6,3	8,0	45,0
Ce^{144}	2,6	2,6	4,8	7,7	3,2	4,8	22,6

способность данных элементов, за исключением меди, совпадает с вытесняющей способностью катионов, наблюдаемой при ионообменных реакциях. Все это свидетельствует об участии кобальта в ионообменных процессах и хорошо подтверждается данными других исследований [37, 100]. Иттрий-91 и Ce^{144} закрепляются в почве прочнее, чем Co^{60}, однако некоторые катионы оказывают на них довольно сильное десорбирующее действие. Для обоих изотопов таким катионом является железо, а для Y^{91}, кроме того, и медь.

Из рис. 9, отражающего десорбцию Fe^{59}, Y^{91} и Ce^{144} из разных почв, можно заметить, что прочность фиксации изотопов в разных почвах неодинакова. Наиболее прочно они закрепляются в дерново-луговой почве и черноземе. Из всех радиоактивных изотопов Fe^{59} в почвах оказался наименее подвижным.

В этих опытах десорбирующее действие двух- и трехвалентных катионов было выше десорбирующего действия Na и K. При этом среди поливалентных катионов для каждого радиоактивного изотопа можно выделить свой «специфический вытеснитель», т. е. такой катион, который вытесняет определенный изотоп в большей степени, чем другие катионы. Для Fe^{59} специфическим вытеснителем почти на всех почвах является алюминий, для Y^{91} — медь и железо, а для Ce^{144} — железо. Наличие специфических вытеснителей может свидетельствовать о селективности фиксации данных радиоактивных изотопов почвами; это означает, что Fe^{59} вступает в почве в такие соединения, которые характерны для алюминия в большей степени, чем для других катионов,

а Y^{91} и Ce^{144} — в соединениях, характерные для меди и железа.

Таким образом, низкая десорбция радиоактивных изотопов железа, иттрия и церия концентрированными растворами солей NaCl, KNO_3 и $Ca(NO_3)_2$, а также от-

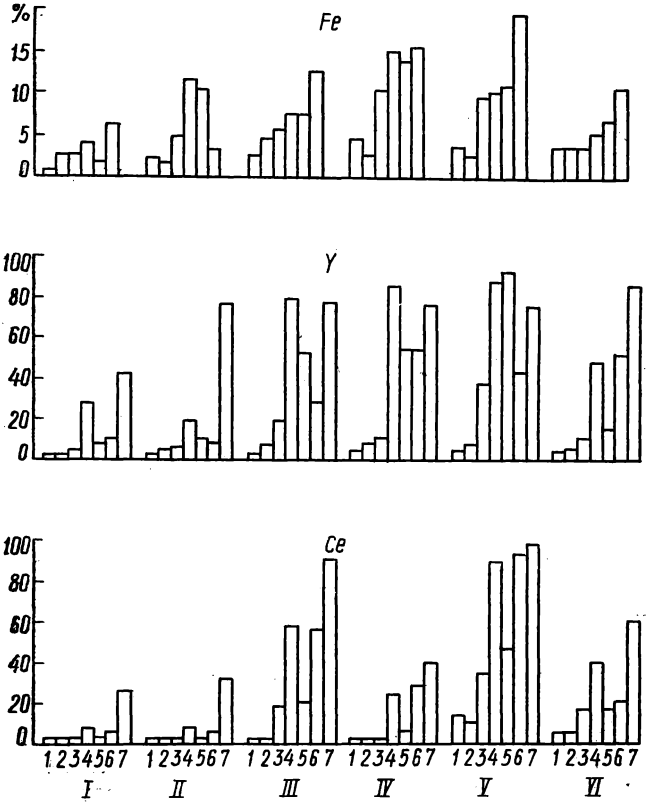

Рис. 9. Десорбция Fe^{59}, Y^{91} и Ce^{144} из почв 0,1 н. растворами солей.

Почва: *I* — дерново-луговая; *II* — чернозем; *III* — дерново-подзолистая; горизонт A_1; *IV* — то же; горизонт A_2; *V* — то же; горизонт B_1; *VI* — краснозем. Десорбент: *1* — NaCl; *2* — KNO_3; *3* — $Ca(NO_3)_2$; *4* — $CuSO_4$; *5* — $ZnSO_4$; *6* — $Al_2(SO_4)_3$; *7* — $FeCl_3$.

сутствие какой-либо зависимости в десорбирующем действии катионов от их атомного веса и валентности указывают на то, что в реакции ионного обмена микроколичества железа, иттрия и церия практически не вступа-

ют. Взаимодействуя с почвой, они вступают в какие-то другие реакции и соединения, из которых могут быть вытеснены лишь определенным катионом. Образование таких соединений характерно и для кобальта, но в несколько меньшей степени [124]. Можно предположить, что этими соединениями, в частности, являются нерастворимые комплексы радиоактивных изотопов с органическим веществом почвы. Проверочные опыты показали, что, действительно, удаление из почв органического вещества (обработка почв перекисью водорода) [187] заметно снижает прочность фиксации Fe^{59}, Y^{91} и Ce^{144} (рис. 10). В опытах с Fe^{59} на образцах почв, обработанных H_2O_2, резко возрастает десорбирующее действие алюминия. По-видимому, роль алюминия как специфического вытеснителя железа из нативных почв и почв, лишенных органического вещества, сводится к изоморфному замещению им железа в кристаллических структурах глинистых минералов. В опытах с Y^{91} и Ce^{144} десорбирующее действие катионов на лишенной гумуса почве возрастает в ряду $Na > K > Ca > Zn > Cu > Al > Fe$. Если не учитывать смещения между цинком и медью, то можно утверждать, что значительная часть иттрия и церия поглощается минеральной фракцией почв по типу реакций ионного обмена.

По данным некоторых исследователей, прочность фиксации отдельных химических элементов зависит от их концентрации в сорбенте [40, 97, 120]. Проведенные нами опыты показали, что десорбция изотопов, выраженная в абсолютных величинах, изменяется пропорционально их концентрации в почве. Это означает, что прочность фиксации этих элементов в дерново-луговой почве (если судить о ней по относительной величине десорбции, выраженной в процентах) в пределах широкого диапазона концентраций остается постоянной (табл. 13).

Наблюдаемое снижение десорбции Ce^{144} и Y^{91} при концентрации 10^{-6} *моль/г* почвы, а Fe^{59} при концентрации 10^{-7} *моль/г* может быть связано с образованием в этих условиях крупных коллоидных агрегатов, из которых указанные изотопы труднее вытесняются другими катионами, чем из мелких коллоидных частиц.

Принципиально сходные результаты получены и в опытах с Co^{60} (табл. 14). Независимо от pH исходного раствора десорбция остается практически постоянной даже при изменении концентрации кобальта в почве на

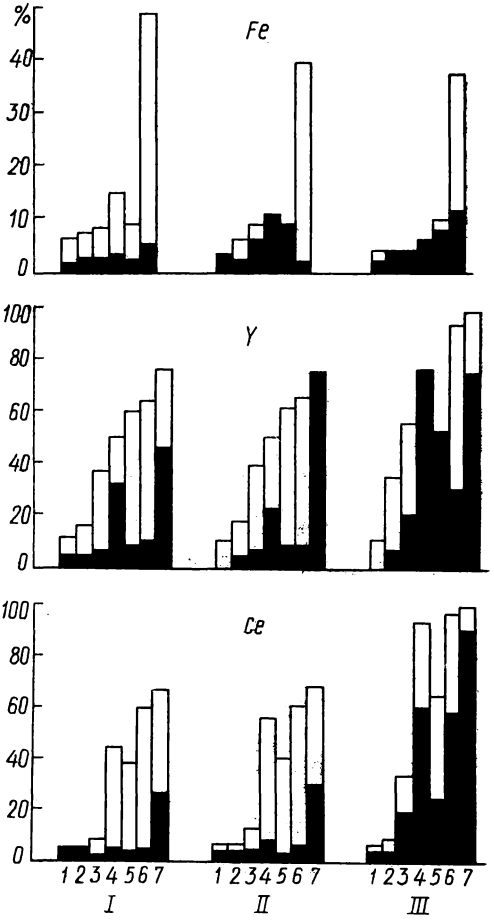

Рис. 10. Десорбция Fe^{59}, Y^{91} и Ce^{144} из нативных почв (■) и почв, лишенных органического вещества (□), 0,1 н. растворами солей.

Почва: *I* — дерново-луговая; *II* — чернозем; *III* — дерново-подзолистая; горизонт A_1. Десорбент: *1* — $NaCl$; *2* — KNO_3; *3* — $Ca(NO_3)_2$; *4* — $CuSO_4$; *5* — $ZnSO_4$; *6* — $Al_2(SO_4)_3$; *7* — $FeCl_3$.

Таблица 13

Десорбция железа, иттрия и церия 0,1 н. раствором $Al_2(SO_4)_3$ в зависимости от концентрации этих элементов в почве, % сорбированного количества

Элемент	Концентрация, *моль/г* почвы					
	10^{-11}	10^{-10}	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}	10^{-6}
Железо	—	—	5,2±0,7	6,3±0,5	2,1±0,4	—
Иттрий	7,8±0,2	8,7±0,3	8,5±0,5	8,3±0,4	10,3±0,8	6,5±0,2
Церий	—	10,2±0,4	9,3±0,6	11,6±0,5	9,8±0,4	4,8±0,5

Таблица 14

Десорбция кобальта 0,5 н. раствором $ZnSO_4$ в зависимости от концентрации элемента в почве, % сорбированного количества

pH исходного раствора	Концентрация, *моль/г* почвы			
	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$
2	42,5	41,5	42,3	43,0
3	—	38,0	35,2	43,2
4	42,5	31,2	34,4	41,0
5	24,0	32,0	32,2	36,4
6	36,2	33,5	32,9	39,6
7	30,6	28,4	34,2	37,2
8	42,7	29,8	32,3	40,0
9	16,8	38,4	34,2	—
10	18,5	47,3	27,8	—

несколько порядков величин (10^{-8}—10^{-5} *моль/г*) [100]. Таким образом, результаты разнообразных опытов по десорбции Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} различными катионами позволяют характеризовать поглощение этих изотопов почвами как труднообратимый процесс, определяемый для иттрия и церия в основном органическим веществом почвы, а для железа, кроме того, и минеральной фракцией почвы. Для кобальта в значительной мере характерны реакции ионного обмена. По прочности фиксации эти элементы располагаются в следующем порядке: Fe>Y>Ce>Co. Однако это не означает, что в почве наиболее подвижным элементом должен быть кобальт.

Выше отмечалось, что миграционная способность радиоактивных изотопов определяется, с одной стороны, полнотой их поглощения в почве, а с другой — прочностью фиксации в ней. Было показано также, что наиболее полно поглощаются почвами кобальт и иттрий, менее полно — железо и церий. Следовательно, несмотря на высокую прочность фиксации, железо может оказаться более миграционноспособным, поскольку в широком диапазоне pH и концентраций оно в значительных количествах остается в растворе. Вместе с тем кобальт, фиксирующийся в почвах менее прочно, как будет показано ниже, окажется в более сложных системах мало миграционноспособным элементом, поскольку всеми почвами он поглощается практически полностью. Наиболее прочно радиоактивные изотопы закрепляются в почвах, характеризующихся высоким содержанием органического вещества и илистой фракции.

Оценивая десорбирующее действие катионов с точки зрения его значения в миграции изучаемых радиоактивных изотопов в почвах, необходимо отметить, что в природных водах и почвенных растворах концентрации химических элементов, использованных нами в качестве десорбентов, лежат на несколько порядков величин ниже концентраций, применяемых в эксперименте. Следовательно, в природных условиях десорбирующее действие катионов должно проявляться в гораздо меньшей степени.

Десорбирующее действие водных экстрактов растительного опада и ЭДТА. Выше было показано, что водные растительные экстракты и искусственные комплексоны резко снижают поглощение изотопов Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} почвой и тем самым повышают их мобильность в системе почва — раствор. Изучение десорбирующего действия этих агентов показало (рис. 11), что наиболее сильным десорбентом для всех изотопов является ЭДТА. Этот комплексон практически полностью переводит радиоактивные изотопы в жидкую фазу, а его эффективность не зависит от физико-химических свойств почвы и прочности фиксации в ней изотопов. Вместе с тем можно заметить, что десорбирующее действие растительных экстрактов сильнее проявляется на дерново-подзолистой почве. Это особенно четко видно в опытах с Co^{60}, который из дерново-подзолистой почвы десорбируется экстрактами почти так же, как ЭДТА.

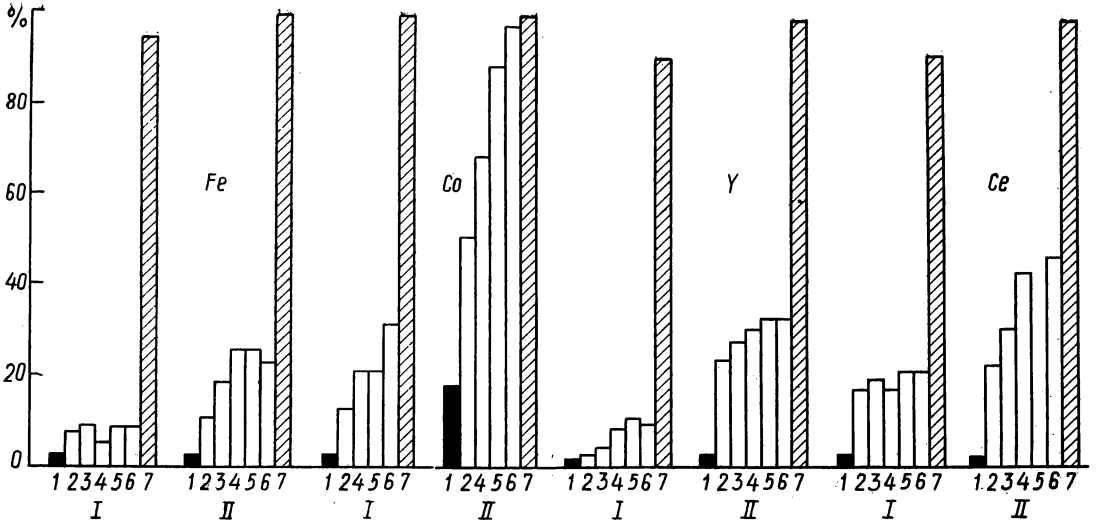

Рис. 11. Десорбция Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} из почв различными десорбентами.

Почва: *I* — дерново-луговая, *II* — дерново-подзолистая горизонт A_2. Десорбент: *1* — озерная вода; *2* — экстракт из хвои сосны; *3* — из листьев липы; *4* — из листьев березы; *5* — из листьев черемухи; *6* — из листьев осины; *7* — 0,01 *M* раствор Na-ЭДТА.

На рис. 12 приведены усредненные для всех экстрактов данные по десорбции изотопов из различных почв. Анализ полученных результатов показывает, что десорбирующее действие растительных экстрактов находится в обратной зависимости от прочности фиксации Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в почвах. Так, Fe^{59} во всех изученных

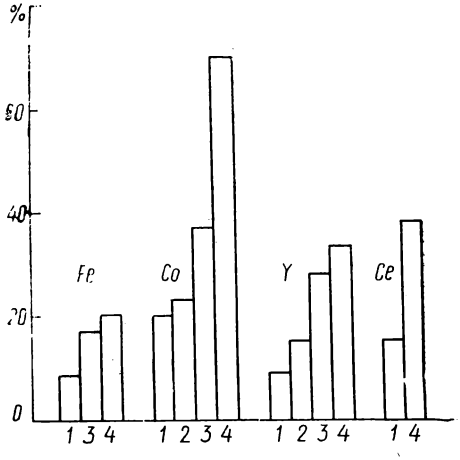

Рис. 12. Десорбция Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} из почв растительными экстрактами:
1 — дерново-луговая почва; *2* — чернозем; *3* — краснозем; *4* — дерново-подзолистая почва.

почвах закрепляется прочнее, чем остальные изотопы, и по отношению к нему десорбирующее действие экстрактов наиболее слабое. Кобальт-60 с наименьшей прочностью фиксируется почвами и соответственно легче переводится в раствор под действием экстрактов. Кроме того, поскольку прочность фиксации определяется не только свойствами химических элементов, но и физико-химическими особенностями почв, то из дерново-подзолистой почвы, в которой радиоактивные изотопы закрепляются менее прочно, они десорбируются экстрактами в большей степени.

ГЛАВА 2

МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЖЕЛЕЗА-59, КОБАЛЬТА-60, ИТТРИЯ-91 И ЦЕРИЯ-144 В СИСТЕМЕ ПОЧВА—РАСТЕНИЕ

В предыдущей главе рассмотрена подвижность радиоактивных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия в системе почва — раствор при изменении свойств этой системы. Анализ поведения указанных изотопов в системе почва — растение в таком сравнительном аспекте представляет более трудную задачу, так как имеющиеся в литературе сведения о поступлении изотопов из почвы в растения в большинстве своем не поддаются сравнению. Учитывая это, при изложении материала настоящей главы мы будем опираться в основном на те исследования, которые проводились в нашей лаборатории в сравнимых для всех четырех радиоактивных изотопов условиях опытов. Кроме того, поскольку поглощение химических элементов растениями определяется не только характером реакций в системе почва — раствор, но и взаимодействием между раствором и растением, то наряду со сведениями о поступлении Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в растения из почвы будут приведены результаты опытов по изучению поступления их в растения из питательных растворов.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ РАСТЕНИЯМИ ИЗ ПОЧВЫ И ПИТАТЕЛЬНЫХ РАСТВОРОВ

Опыты с почвенными культурами проводили на дерново-луговой почве, физико-химическая характеристика которой приведена в табл. 2 и 3.

Растворы соответствующих радиоактивных изотопов вносили в почву путем полива, после чего почву тщательно перемешивали и помещали в вегетационные сосуды. Удельная активность воздушно-сухой почвы по каждому излучателю составляла 10 *мккюри/кг*,

что соответствовало весовой концентрации элементов 10^{-6} *моль/кг*. Вегетационные сосуды засевали семенами гороха и ячменя. Опыты проводили в течение 30 дней, после чего растения извлекали из сосудов, корневую систему тщательно отмывали от почвы, надземную массу разделяли на стебли и листья, высушивали до постоянного веса и озоляли при 400—450 °С. Радиоактивность зольных препаратов измеряли по общепринятой методике.

Аналогичные опыты ставили в условиях водных культур, где в качестве питательного раствора использовали смесь Кноппа. Обе серии опытов проведены в трехкратной повторности.

Прежде всего следует отметить, что применяемые в этих опытах количества радиоактивных изотопов не оказали заметного действия на рост и развитие растений.

Таблица 15

Вынос радиоактивных изотопов надземной массой растений и коэффициенты накопления

Изотоп	Вынос, % внесенного количества на 1 *г* сухого вещества		Коэффициент накопления	
	Горох	Ячмень	Горох	Ячмень
Почвенные культуры				
Fe^{59}	0,050	0,020	0,30	0,30
Co^{60}	0,001	—	0,03	—
Y^{91}	0,003	0,003	0,08	0,08
Ce^{144}	0,001	0,001	0,02	0,02
Водные культуры				
Fe^{59}	4,1	3,2	56	32
Co^{60}	1,8	—	50	—
Y^{91}	1,4	0,5	26	8
Ce^{144}	0,8	0,3	14	5

Из почвы все радиоактивные изотопы поглощаются растениями значительно слабее, чем из жидких питательных растворов (табл. 15). Различие в накоплении отдельных изотопов достигает нескольких порядков величин. Резкое снижение накопления Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} растениями из почвы связано с тем, что они прочно сорбируются в ней и переходят в труднодоступную для растений форму. Однако во всех случаях Fe^{59} поступает в надземную массу растений в гораздо большем количестве, чем другие изотопы. Это связано как с большой

биотропностью этого элемента, так и с тем, что в системе почва — раствор железо отличается большей подвижностью, поскольку значительная его часть остается в растворе в несорбируемой форме. В то же время малой подвижности Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в почве соответствуют более низкие значения коэффициентов накопления. Следовательно, можно считать, что поступление изучаемых радиоактивных изотопов в растения зависит до некоторой степени от их подвижности в системе почва — раствор, которая в свою очередь определяется физико-химическими свойствами изотопов, формой, в которой они находятся в растворе, а также свойствами самой почвы.

В литературе неоднократно отмечалось, что накопление радиоактивных изотопов зависит от биологических особенностей растений [25, 29, 52, 188—190]. Как можно заметить из табл. 15, эта зависимость достаточно четко проявляется и в наших опытах, особенно при поступлении изотопов в растения из питательных растворов; растениями гороха все элементы поглощаются в большей степени, чем ячменем. В опытах с почвенными культурами эта разница выражена слабее.

ВЛИЯНИЕ СВОЙСТВ ПОЧВЫ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ РАСТЕНИЯМИ

Оттого, как прочно закреплен химический элемент в почве, зависит его доступность растениям. В предыдущей главе было показано, что прочность фиксации Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в значительной мере определяется физико-химическими свойствами почвы. Особенно резкие различия в прочности фиксации этих изотопов были отмечены между дерново-подзолистой и дерново-луговой почвами. На основании опытных и литературных данных [34, 122, 191—193] можно было ожидать, что из дерново-луговой почвы изотопы будут поглощаться растениями слабее, чем из дерново-подзолистой, поскольку в первой они фиксируются более прочно.

Вегетационные опыты полностью подтверждают это предположение (табл. 16). Действительно, из дерново-подзолистой почвы изотопы Fe^{59}, Y^{91} и Ce^{144} поступают в растения в значительно больших количествах, чем из дерново-луговой. Снижение поступления изотопов в растения из дерново-луговой почвы может быть связано с

Таблица 16

Накопление радиоактивных изотопов надземной массой тороха и ячменя из дерново-луговой и дерново-подзолистой почв

Изотоп	Содержание, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества		Коэффициент накопления	
	Горох	Ячмень	Горох	Ячмень
Дерново-луговая почва				
Fe^{59}	2560±170	2580±85	0,30	0,30
Y^{91}	530±60	520±145	0,08	0,08
Ce^{144}	220±32	185±35	0,02	0,02
Дерново-подзолистая почва				
Fe^{59}	3050±125	2930±240	0,48	0,22
Y^{91}	4700±360	1310±90	0,80	0,02
Ce^{144}	3720±290	1420±153	0,51	0,34

повышенным содержанием в ней органического вещества. Справедливость такого утверждения хорошо иллюстрируется результатами вегетационных опытов, проведенных с Co^{60} на почве с разным содержанием гумуса.

Дерново-луговую почву путем смешивания с песком или перегноем доводили до следующего содержания гумуса: 3,4; 5,1; 13,1 и 16,9%. В приготовленную таким образом почву перед посевом вносили раствор $Co^{60}Cl_2$ из расчета 50 *мккюри/кг*, что соответствовало весовой концентрации стабильного изотопа кобальта 0,38 *мг/кг*. Почву, перемешанную с раствором изотопа, помещали в посевные ящики емкостью по 8 *кг* и засевали семенами вики и овса (опыты проводили в трехкратной повторности). После посева вели визуальные наблюдения за ростом и развитием растений, а через 10, 20 и 50 дней с момента появления всходов и при завершении опыта отбирали пробы растений для радиометрического анализа.

Как видно из табл. 17, концентрация Co^{60} в растениях, особенно в корнях, закономерно снижается с повышением содержания гумуса в почве; общий вынос кобальта надземной частью растений (выраженный в процентах внесенного в почву количества) зависит не только от содержания гумуса в почве, но и от видовых особенностей растений. Так, вынос кобальта для надземной части овса составляет в зависимости от варианта опыта тысячные и сотые, а для вики — сотые и десятые доли процента.

Таблица 17

Масса сухого вещества, удельная и общая активность частей растений в зависимости от содержания гумуса в почве

Образец	Масса, *г*		Удельная активность, % *имп/(мин · г)*		Общая активность, % внесенного количества	
	Надземная часть	Корни	Надземная часть	Корни	Надземная часть	Корни
Овес						
Контроль	40,5	5,8	—	—	—	—
Гумус, %:						
3,4	48,7	5,0	20	7250	0,011	0,400
5,1	59,1	5,8	20	2480	0,012	0,160
13,1	52,1	5,8	13	1930	0,007	0,120
16,9	170,5	17,3	8	290	0,012	0,056
Вика						
Контроль	43,5	5,9	—	—	—	—
Гумус, %:						
3,4	57,8	4,4	80	4000	0,110	0,200
5,1	54,5	4,1	160	3200	0,098	0,150
13,1	60,8	5,8	90	1800	0,061	0,110
16,9	85,3	6,7	18	450	0,017	0,033

На рис. 13 особенно четко выражены различия в накоплении Co^{60} между этими видами растений, а также

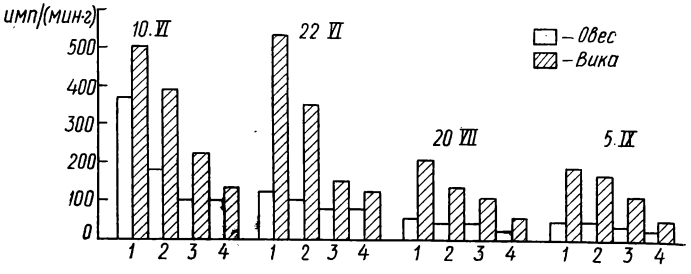

Рис. 13. Содержание Co^{60} в надземной части овса и вики в разные сроки вегетации при содержании гумуса: *1* — 3,4%; *2* — 5,1%; *3* — 13,1%; *4* — 16,9%.

по вариантам опыта. Кроме того, из рисунка видно, что концентрация Co^{60} в растениях к концу вегетационного сезона заметно снижается. Однако, если содержание изотопа выразить на массу целого растения в разные

сроки вегетации (рис. 14), то можно заметить, что поглощение Co^{60} растениями не прекращается до конца вегетационного сезона.

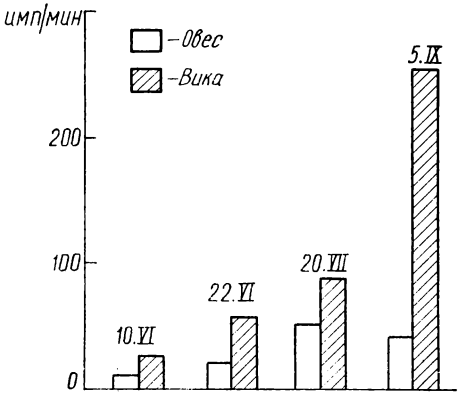

Рис. 14. Содержание кобальта в надземной части овса и вики в разные сроки вегетации. Средние данные из всех вариантов и повторностей опыта.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ РАСТЕНИЯМИ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ВЛАЖНОСТИ ПОЧВЫ

Имеющиеся в литературе сведения о роли почвенной влаги в миграции радиоактивных изотопов довольно противоречивы. В одних работах отмечается увеличение миграции и поступления в растения отдельных изотопов с повышением влажности почвы [194—198], в других — авторы указывают на отсутствие подобной зависимости [199, 200]. Такая неоднозначность полученных результатов прежде всего объясняется недостаточной изученностью затронутой проблемы. Сложность вопроса, по-видимому, связана с тем, что разные химические элементы поглощаются растениями из почвы в зависимости от режима ее увлажнения по-разному. Кроме того, степень влияния влажности на подвижность изотопов в системе почва—растение зависит от свойств почв и биологических особенностей растений [110, 201].

Из-за отсутствия соответствующих данных пока невозможно произвести сравнительный анализ накопления всех четырех рассматриваемых нами изотопов растениями в зависимости от влажности почвы. Поэтому в настоящем разделе приведены лишь результаты опытов с Co^{60} и Ce^{144}, которые были получены в сравнимых условиях.

Таблица 18

Концентрация Co^{60} в разных частях гороха и ячменя в зависимости от влажности почвы, *имп/(мин · г сухого вещества)* **[110]**

Часть растения	Влажность почвы, %		
	30	17	7
Горох			
Листья	1300	900	1200
Стебли	1400	1400	1400
Корни	6700	4000	5500
Ячмень			
Листья	600	540	300
Стебли	300	300	200
Корни	6900	1800	1800

В табл. 18 представлены результаты опытов по изучению накопления Co^{60} двумя видами растений из дерново-луговой почвы при разных режимах ее увлажнения. Эти данные показывают, что в надземных частях обоих видов растений концентрация кобальта практически не зависит от влажности почвы, тогда как в корнях отмечается некоторое повышение его содержания при высоких уровнях увлажнения.

Принципиально сходная картина наблюдается в опытах с Ce^{144}. Как видно из табл. 19, коэффициенты накопления церия в надземной части растений при разных уровнях увлажнения почвы в среднем остаются одинаковыми. То же самое справедливо и для корневой системы растений. Однако общий вынос радиоактивного изотопа растениями из почвы заметно больше при повышенной увлажненности почвы (табл. 20). Поскольку концентрация Ce^{144} в растениях во всех вариантах опытов прак-

Таблица 19

Коэффициенты накопления Ce^{144} для надземной части и корней растений в зависимости от влажности почвы

Вид растения	Влажность почвы, %					
	30		17		7	
	Надземная часть	Корни	Надземная часть	Корни	Надземная часть	Корни
Alopecurus pratensis L.	0,03	0,40	0,02	0,40	0,03	0,30
Puccinella Hauptiana	0,01	0,30	0,01	0,20	0,01	0,20
Festuca pratensis	0,01	0,20	0,01	0,40	0,01	0,30
F. rubra	0,01	0,20	0,01	0,30	0,01	0,20
F. ovina	0,01	0,10	0,01	0,30	0,02	0,20
F. arundinaceae	0,01	0,20	0,01	0,20	0,01	0,20
Bromus inermis	0,01	0,20	0,01	0,30	0,03	0,30
Trifolium pratense	0,01	0,20	0,02	0,30	0,02	0,20
Agropuron pectiniforme	0,04	0,10	0,02	0,20	0,02	0,20
Среднее . . .	0,02	0,20	0,01	0,30	0,02	0,20

тически не меняется, такое увеличение выноса изотопа связано лишь с увеличением общей биомассы растений на более влажной почве.

Таблица 20

Масса надземной части растений и накопление в ней Ce^{144} в зависимости от влажности почвы (усредненные данные для 9 видов растений)

Влажность почвы, %	Масса сухих растений, *г*	Содержание Ce^{144}	
		% внесенного количества	10^{-9} *кюри/г сухого вещества*
30	0,9	0,8	4,3
17	0,8	0,6	4,3
7	0,3	0,3	5,0

Таким образом, проведенные опыты показали, что по мере повышения влажности почвы (от влажности завядания до полной влагоемкости) вынос Co^{60} и Ce^{144} надземной частью растений увеличивается. Это в основном обусловлено возрастанием биомассы растений на более влажной почве, тогда как концентрация изотопов в растениях при всех режимах увлажнения почвы остается постоянной.

ВЛИЯНИЕ ЭДТА НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ РАСТЕНИЯМИ ИЗ ПОЧВЫ

В предыдущей главе было показано, что миграционная способность Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в системе почва — раствор существенным образом зависит от того, в какой форме эти изотопы находятся в растворе. В частности, отмечалось, что комплексные соединения изотопов слабо поглощаются почвой, вследствие чего повышается их доступность растениям.

В настоящее время искусственные комплексоны все больше применяются для регулирования процессов накопления некоторых микроэлементов и их радиоактивных изотопов растениями [140—142, 149, 150, 202—207]. Кроме того, многие органические комплексоны, синтезирующиеся в живых организмах, играют большую роль в минеральном обмене, образуя с малоподвижными ионами тяжелых металлов комплексные соединения и переводя их тем самым в транспортную форму [208—212].

В биологических экспериментах наиболее изученным комплексоном является ЭДТА. Как отмечалось выше, рассматриваемые радиоактивные изотопы образуют с этим аддендом высокоустойчивые комплексные соединения, обладающие значительной подвижностью в системе почва — раствор. В настоящем разделе описываются опыты по изучению влияния ЭДТА на подвижность Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в системе почва — растение.

Опыты проводили в вегетационных сосудах емкостью 2—2,5 *л* с дерново-луговой почвой, куда перед посевом растений вносили Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в виде простых солей и внутрикомплексных соединений с ЭДТА. Вегетационные сосуды засевали семенами гороха и ячменя. Через 30 дней после появления всходов опыты разбирали, а в растениях определяли содержание указанных выше изотопов.

Как следует из табл. 21, Fe^{59}, Co^{60} и Y^{91}, внесенные в дерново-луговую почву в виде комплексных соединений, легко десорбируются водой. Следовательно, их комплексы с ЭДТА в почве не разрушаются. Особенно высокой устойчивостью обладает комплексное соединение Co — ЭДТА, которое может не разрушаясь сохраняться в почве в течение нескольких месяцев [105]. Комплексное соединение Ce^{144} оказалось неустойчивым;

Таблица 21

Десорбция радиоактивных изотопов из почвы дистиллированной водой

Вариант опыта	Десорбция, % исходного содержания	Вариант опыта	Десорбция, % исходного содержания
Fe^{59}	2,2	Y^{91}	5,8
Fe^{59} — ЭДТА	70,0	Y^{91} — ЭДТА	61,0
Co^{60}	5,0	Ce^{144}	1,4
Co^{60} — ЭДТА	85,0	Ce^{144} — ЭДТА	1,6

на это указывает одинаково прочная фиксация изотопа почвой в обоих вариантах опыта.

В табл. 22 представлены данные по накоплению радиоактивных изотопов в надземной части растений при внесении их в почву в виде простых солей и комплексов с ЭДТА. Видно, что Fe^{59}, Co^{60} и Y^{91}, внесенные в почву в виде комплексных соединений, накапливаются в растениях в значительно большем количестве, чем при внесении их в виде простых солей. Церий-144 в обоих вариантах опыта накапливается растениями одинаково.

Таблица 22

Накопление радиоактивных изотопов надземной массой растений при внесении радиоизотопов в почву в форме простых солей и комплексов с ЭДТА

Вариант опыта	Активность сухого вещества, *имп/(мин · г)*		Коэффициент накопления	
	Горох	Ячмень	Горох	Ячмень
Fe^{59}	2560	2580	0,30	0,30
Fe^{59} — ЭДТА	38480	9653	6,30	1,58
Co^{60}	510	90	0,07	0,01
Co^{60} — ЭДТА	7950	560	1,09	0,06
Y^{91}	530	520	0,08	0,08
Y^{91} — ЭДТА	4700	1550	0,76	0,25
Ce^{144}	220	180	0,02	0,02
Ce^{144} — ЭДТА	470	190	0,03	0,01

Это и следовало ожидать, учитывая, что комплекс Се — ЭДТА в почве быстро разрушается.

Интересными оказались результаты опытов, в которых было изучено влияние разных доз комплексона на поступление Co^{60} из почвы в растения. В этих опытах вносимый в почву исходный раствор Со — ЭДТА имел различное по молярности соотношение комплексона и кобальта. Данные, приведенные в табл. 23, показывают,

Таблица 23

Активность надземной части и корней вики [*имп/(мин·г сухого вещества)*] и отношение активности разных частей растений в зависимости от молярных соотношений комплексона и кобальта в исходном растворе

Показатель	Контроль	Соотношение ЭДТА и Со в растворе			
		1 : 1	5 : 1	25 : 1	125 : 1
Надземная часть	460	7900	6420	6300	5600
Корни	5320	58760	40000	22200	15810
Корни / Надземная часть	11,6	7,4	6,2	3,5	2,3
Листья / Стебли	2,3	3,8	3,2	3,5	2,5

что во всех случаях Co^{60}, внесенный в почву в форме комплексного соединения, поступает в растения интенсивнее, чем в контроле. Однако, хотя радиоактивность растений и остается в опытных вариантах более высокой, чем в контроле, тем не менее она закономерно снижается по сравнению с первым вариантом, где количество комплексона точно соответствовало весовому количеству кобальта. При этом отношение радиоактивности корневой системы и надземной части с увеличением содержания комплексона в среде тоже снижается.

Отмеченную закономерность в первом приближении можно было объяснить либо тем, что поступившие в растения свободные молекулы ЭДТА связывают в комплексные соединения некоторую часть катионов кобальта

и затем, в виде готового комплекса, выводят этот металл из организма растений в окружающую среду, либо тем, что при избытке ЭДТА, наряду со свободными молекулами комплексона, в почве присутствуют легкорастворимые комплексы ЭДТА с другими катионами, которые при поступлении в растения вступают в конкуренцию с комплексом Со—ЭДТА и тем самым снижают его поступление через корневую систему растений.

Для проверки этих гипотез были проведены специальные опыты на водных культурах, в которых изучалось поступление Со — ЭДТА в растения и выделение его из растений в окружающую среду. В одной серии опытов растения вики первые 10 дней выращивали на озерной воде, содержащей радиоактивный кобальт и ЭДТА в разных молярных соотношениях. После этого одну часть растений исследовали на содержание Co^{60}, а другую часть с тщательно отмытой корневой системой пересаживали на 10 дней в чистую озерную воду. В конце опыта определяли активность воды и растений.

В другой серии опытов растения вики выращивали таким образом, что одна часть корневой системы каждого растения постоянно находилась в растворе, содержащем Co^{60} или комплексное соединение Со — ЭДТА, а другая — в чистой озерной воде или нерадиоактивном растворе ЭДТА. В конце опыта измеряли активность разных частей растений и чистой половины раствора.

Из табл. 24 видно, что активность одного растения за время выращивания на чистой воде практически не изменялась по сравнению с первоначальной. При этом,

Таблица 24

Содержание Co^{60} в растениях вики к моменту пересадки их с радиоактивного раствора на чистый раствор и после десятидневного выращивания на воде, *имп/(мин · растение)*

Показатель	Контроль	Соотношение ЭДТА и Co^{60} в растворе			
		1 : 1	10 : 1	100 : 1	1000 : 1
До пересадки на чистую воду	2030 ± 10	640 ± 10	300 ± 2	160 ± 30	50 ± 10
После выращивания на воде	1790 ± 270	660 ± 20	420 ± 60	190 ± 10	40 ± 10

так же как и в опытах с почвенными культурами (см. табл. 23), с увеличением количества ЭДТА в растворе содержание Co^{60} в растениях снижается. Кроме того, из водных растворов Co^{60}, входящий в состав комплексного соединения с ЭДТА, поглощается растениями в меньшей степени, чем Co^{60}, присутствующий в растворе в виде хлорида. Такое снижение накопления Co^{60} из водной среды, содержащей ЭДТА, наблюдали и в опытах с пресноводными организмами [148].

Исходя из данных табл. 24, отмеченное выше снижение накопления Co^{60} растениями при избытке ЭДТА в среде нельзя объяснить более интенсивным его выделением. Можно полагать, что это снижение обусловлено наличием свободных молекул ЭДТА и его комплексов с другими катионами, которые вступают в конкурентные взаимоотношения с комплексом Co^{60} — ЭДТА при поступлении его в растения. На это указывают и результаты упомянутых выше опытов по изолированному питанию растений, в которых не было обнаружено выделения кобальта из растений в среду. Возможно, такое объяснение наблюдаемого эффекта и не окажется окончательным, тем не менее, факт снижения поступления кобальта в растения с увеличением содержания ЭДТА в среде необходимо учитывать, в частности, при использовании хелатов в качестве микроудобрений.

В табл. 25 приведены данные по накоплению кобальта растениями в зависимости от концентрации и формы

Таблица 25

Накопление кобальта рассадой капусты (сорта Слава) и томатов (сорт Талалихинский) в зависимости от его концентрации и вида соединений, *мг/кг* сухого вещества надземной массы растений

Концентрация кобальта, *мг/кг* воздушно-сухой почвы	Капуста		Томаты	
	$Co(NO_3)_2$	Co—ЭДТА	$Co(NO_3)_2$	Co—ЭДТА
0,15	0,004	0,04	0,004	0,095
15,00	0,80	2,63	1,73	9,94
30,00	2,38	9,30	3,27	21,45
60,00	6,20	20,50	5,30	53,77
120,00	15,25	47,50	9,80	100,50

его соединения в почве. Кобальт вносили в почву в виде нитрата и комплексного соединения с ЭДТА. Можно заметить, что в обоих вариантах опыта с повышением концентрации кобальта в почве увеличивается его накопление в растениях. При этом некомплексная форма кобальта поступает в растения менее интенсивно.

Данные о подвижности Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в системе почва — растение в целом достаточно хорошо согласуются с основными результатами, полученными при изучении их подвижности в системе почва — раствор. Так, большей подвижности железа в системе почва — раствор соответствует повышенная подвижность в условиях вегетационных опытов. Это соответствие проявляется в наиболее высоких (по сравнению с кобальтом, иттрием и церием) коэффициентах накопления железа у подопытных растений. В системе почва — раствор соотношение сорбируемых и несорбируемых форм кобальта, иттрия и церия сдвинуто в сторону преимущественного образования первых. Это обусловливает меньшую подвижность кобальта, иттрия и церия в почвах, что также подтверждается данными вегетационных опытов: эти элементы в значительно меньших количествах накапливаются растениями. Указанное соответствие дает основание полагать, что поступление изучаемых изотопов в растения в значительной мере зависит от степени их подвижности в системе почва — раствор, которая в свою очередь определяется химическими свойствами изотопов, формой, в которой они находятся в почвенном растворе, а также физико-химическими особенностями почвы. Определенное влияние на поступление изотопов в растения оказывают и биологические особенности растений.

Из жидких питательных растворов все четыре изотопа накапливаются растениями в большем количестве, чем из почвы. Однако, если сравнить значения коэффициентов накопления Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} для пресноводных растений с коэффициентами накопления наземных растений, произрастающих на жидкой питательной среде (табл. 26, 27), то можно заметить, что концентрирующая способность пресноводных растений значительно выше. Это обусловлено, во-первых, большей адсорбционной поверхностью пресноводных растений, накапливающих минеральные элементы из окружающей среды преимущественно всей поверхностью. Во-вторых, более низкие значения коэффициентов накопления радиоактив-

Таблица 26

Коэффициенты накопления радиоактивных изотопов для разных видов пресноводных растений [148]

Растение	Fe^{59}	Co^{60}	Y^{91}	Ce^{144}
Cladophora fracta K.	26 800	8 750	119 625	35 600
Cladophora glomerata K.	31 500	1 935	40 000	31 000
Mougeotia sp.	34 000	238 000	15 600	5 400
Spirogyra crassa K.	1 660	17 000	6 860	41 200
Spirogyra sp.	3 120	5 640	13 990	12 800
Chara sp.	—	—	3 790	4 120
Chara fragilis D.	15 500	7 425	6 335	19 510
Ceratophyllum demersum L.	4 510	4 665	920	11 250
Utricularia vulgaris L.	—	11 650	6 935	6 050
Potamogeton natans L.	—	—	—	1 370
Potamogeton compressus L.	—	—	—	2 435
Potamogeton filiformis P.	—	—	11 670	3 255
Elodea canadensis R.	4 735	3 490	2 120	5 300
Carex sp.	6 865	4 595	6 535	6 730
Среднее	14 300	30 320	19 530	13 290

ных изотопов у наземных растений безусловно связаны с высоким содержанием минеральных солей в питательном растворе по сравнению с пресной озерной водой. И, наконец, имеющиеся различия в концентрирующей способности наземных и пресноводных растений связаны с их биологическими особенностями. Наиболее низкие коэффициенты накопления Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144}, составляющие лишь десятые и тысячные доли единицы, отмечаются при поглощении этих изотопов из почвы. Здесь особенно четко проявляется барьерная функция почвы на пути миграции изотопов в биогеоценозе.

Почвы, характеризующиеся высоким содержанием органического вещества, прочнее фиксируют изучаемые изотопы, чем почвы с малым содержанием гумуса. Вследствие этого с увеличением содержания гумуса в почве снижается поступление изотопов в растения.

В опытах с Co^{60} и Ce^{144} установлено, что с повышением содержания воды в почве от уровня влажности завядания до полной влагоемкости общий вынос радиоактивных изотопов растениями увеличивается. Однако это увеличение обусловлено лишь возрастанием биомассы растений на более увлажненной почве, а не изменением

Таблица 27

Коэффициенты накопления радиоактивных изотопов для разных видов наземных растений (надземная часть)

Растение	Fe^{59}	Co^{60}	Y^{91}	Ce^{144}	Литература
Водные культуры					
Pisum sativum L.	56	50	26	14	[50, 108]
Hordeum vulgare L.	32	98	8	5	То же
Среднее . .	44	74	17	10	
Почвенные культуры					
Pisum sativum	0,35	0,03	0,08—0,80	0,02—0,50	[50, 108]
Vicia sativa		0,08			Куликов, Молчанова (публ. впервые)
Triticum durum			0,009	0,0005	[214]
Hordeum vulgare	0,35		0,08—0,23	0,02—0,20	[108]
Avena sativa		0,01—0,02			Куликов, Молчанова (публ. впервые)
Phleum pratense		0,17			То же
Trifolium pratense		0,18		0,02	»
Tr. repens		0,06			»
Agropyron repens		0,06			»
Sonchus oleracea		0,06			»
Chenopodium album		0,04			»
Tussulago farfarus		0,03			»
Poligonum lapathifolium		0,05			»
Alopecurus pratensis				0,02	Караваева, Куликов, Молчанова (публ. впервые)
Puccinella Hauptiana				0,01	То же
Festuca pratensis				0,01	»
F. rubra				0,01	»
F. arundinaceae				0,01	»
F. ovina				0,01	»
Bromus inermis				0,01	»
Agropiron pectiniforme				0,02	
Phaseolus vulgaris			0,05	0,05	[213]
Daucus sativus			0,04	0,02	[213]
Среднее . .	0,35	0,08	0,18	0,05	

концентрации кобальта и церия в растениях. Концентрация изучаемых изотопов в растениях остается постоянной при всех уровнях увлажнения.

Подвижность Fe^{59}, Co^{60} и Y^{91} в системе почва — растение значительно увеличивается в присутствии ЭДТА. Образуя с указанными изотопами устойчивые внутрикомплексные соединения, ЭДТА лишает их способности сорбироваться в почве. В результате значительно увеличивается их концентрация в почвенном растворе и повышается доступность растениям. На такой механизм действия комплексонов указывают все проведенные нами опыты по изучению подвижности изотопов как в системе почва — раствор, так и в системе почва — растение. На подвижность церия в системе почва — растение комплексон ЭДТА не оказал существенного влияния, поскольку комплекс Се — ЭДТА в почве недостаточно устойчив к процессам химического и биологического разрушения.

В опытах с кобальтом отмечено закономерное снижение его поступления в растения с увеличением избытка комплексона в среде (почве, питательном растворе). Результаты специальных опытов дали основание предполагать, что этот процесс может быть связан с наличием в среде комплексных соединений ЭДТА с другими катионами, которые вступают в конкурентные взаимоотношения с комплексом Со — ЭДТА при поступлении его в растения. Это явление следует учитывать при использовании хелатов в качестве микроудобрений, поскольку избыток комплексона приведет к снижению поступления микроэлемента в растения и, следовательно, к снижению эффективности хелатного удобрения.

Наконец, в опытах с кобальтом показано, что его накопление растениями находится в прямой зависимости от концентрации в среде. При этом комплексная форма кобальта накапливается при всех концентрациях интенсивнее, чем кобальт, внесенный в почву в виде простой соли.

ГЛАВА 3

МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЖЕЛЕЗА-59, КОБАЛЬТА-60, ИТТРИЯ-91 И ЦЕРИЯ-144 В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

Из предыдущих глав видно, что факторы, определяющие поведение элементов в простой системе (почва — раствор), в значительной степени влияют на их поведение и в более сложных системах (раствор — растение и почва — растение). Однако соответствие результатов лабораторных и вегетационных опытов еще не дает оснований для прямой экстраполяции полученных данных на реальные природные биогеоценозы. Поэтому для сравнения поведения радиоактивных изотопов в модельных системах и в природных условиях была проведена серия специальных опытов.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

Описываемые в настоящем разделе опыты проведены в Ильменском заповеднике на двух участках: около озера Таткуль и в районе кордона Няшево [116, 117]. Почвы на участках — бурые лесные супесчаные, близкие по химическому составу и механическим свойствам (табл. 28 и 29). Участок у озера Таткуль расположен в березово-осиновом лесу. Первый ярус древостоя — береза 60—80 лет, второй и третий ярусы — осина. Подрост обильный высотой 50—60 *см* представлен осиной порослевого происхождения. Распределение равномерное, возраст 2—4 года. Подлесок редкий высотой 50—60 *см* представлен ракитником (Cytisus ruthenicus Fisch). Высота травяного покрова 25—30 *см*, общее покрытие 60%. В составе травяного покрова встречаются сныть (Aegopodium podagraria L.) и злаки (обильно), василистник (Tnalictrum aquilegifolium L.), подмаренник (Galium boreale L.), клевер (Trifolium medium L.),

Таблица 28

Химический состав почв Ильменского заповедника

Участок	Горизонт	Потери при прокаливании, %	pH вытяжки		Гумус, %	Обменные основания, *мг-экв*/100 *г*		Содержание, % на прокаленную навеску				
			водной	солевой		Ca	Mg	Si	Fe	Al_2O_3+ $+P_2O_5$	Ca	Mg
Нышево	A	5,04	5,6	4,9	4,60	9,80	4,40	30,15	4,75	9,48	5,97	1,84
	B	1,98	5,9	5,0	1,43	7,70	3,10	27,95	4,74	11,90	5,13	2,44
	C	0,83	6,6	4,5	—	—	—	26,51	5,13	16,75	4,84	1,48
Таткуль	A	9,13	5,4	4,5	4,82	13,80	5,90	36,75	3,14	6,93	1,91	1,07
	B	5,54	5,8	4,8	2,77	6,50	3,30	36,72	2,63	6,99	1,96	1,59
	C	5,75	6,0	4,7	—	—	—	30,95	4,41	13,15	2,05	2,13

Таблица 29

Механический состав почв Ильменского заповедника, % сухого вещества

Участок	Горизонт	Размер фракций, *мм*						
		1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001	<0,01
Няшево	A	31,1	37,3	12,6	3,7	7,1	6,9	17,7
	B	37,1	37,2	11,2	4,5	9,1	0,4	14,0
	C	45,6	38,1	7,6	0,8	3,2	4,3	8,3
Таткуль	A	16,8	42,1	13,1	5,3	8,6	13,6	27,6
	B	23,2	49,1	8,6	2,3	5,2	8,8	16,3
	C	16,5	47,1	19,5	4,9	5,5	5,4	15,8

вероника (Veronica officinalis L.), герань (Geranium pratense L.), тысячелистник (Achillea millefolium L.).

Участок в районе Няшево расположен на просеке в сосновом лесу. Подрост сосны обильный, возраст 4—10 лет, высота до 70 *см*. Распределение равномерное. Береза и лиственница встречаются редко. Подлесок представлен ракитником. В травяном покрове имеются злаки, брусника (Vaccinium vitis — idaea L.), костяника (Rubus saxatilis L.), купена (Poligonatum officinale All.), кровохлебка (Sanguisorba officinalis L.), сочевичник (Lathyrus vernus Bernh.), горец (Aconitum excelsum Rchb.), герань (Geranium pratense L.), кошачья лапка (Antennaria dioica Gaerth.), подмаренник (Galium boreale L.), тысячелистник (Achillea millefolium L.). Общее покрытие 50—60%, высота 20—40 *см*.

Опыты проводили по следующей методике. На участках закладывали экспериментальные площадки размером 1×1 *м*, на которые ранней весной, до появления растительности, путем поверхностного полива вносили Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144}. Содержание изотопа составляло ~5 *мкюри* на 15 *л* озерной воды на каждую площадку; весовая концентрация 10^{-8} *М* для иттрия и церия и 10^{-5} *М* для железа и кобальта. Опытные площадки с Fe^{59}, Y^{91} и Ce^{144} были разобраны в конце первого вегетационного сезона (через 4 месяца), а с кобальтом — через два года после постановки опыта. При разборке опытных площадок учитывали массу надземной и корневой частей растений, массу почвы в слоях по 5 *см* до глубины 25 *см* и лесной подстилки. Активность различных частей растений определяли по обычной методике после озоления растений, а активность почвы — после высушивания до воздушно-сухого состояния.

Приведенные в табл. 30 данные показывают, что надземная часть растений выносит на поверхность лишь десятые или сотые доли процента от общего содержания радиоактивных изотопов в экспериментальной площадке. В корнях задерживается примерно в 10 раз больше изотопов, чем в надземной части, а в подстилке их содержится 7,2—24,5%. Некоторое увеличение содержа-

Таблица 30

Распределение радиоактивных изотопов в почвенно-растительном покрове двух естественных биогеоценозов, % общей активности

Компонент	Fe^{59}		Co^{60}		Y^{91}	Ce^{144}
	Таткуль	Няшево	Таткуль	Няшево	Таткуль	Таткуль
Надземная часть растений	0,27	0,39	0,04	0,25	0,03	0,06
Корни	2,85	9,50	32,36*	1,54	1,62	1,64
Подстилка	24,50	11,91	11,70	7,20	22,30	20,30
Почва (всего)	72,38	78,20	55,90	91,01	76,05	78,00
по слоям, *см*:						
0—5	36,92	40,60	50,20	75,01	61,40	51,68
5—10	18,26	18,80	3,20	8,30	6,07	17,41
10—15	6,41	13,80	1,40	6,30	4,29	5,13
15—20	7,50	4,40	1,10	1,40	4,29	3,78
20—25	3,29	0,60	—	—	—	—

* Высокое содержание кобальта объясняется случайным скоплением большого количества корней в зоне данной площадки.

ния Fe^{59} и Co^{60} в подстилке березово-осинового леса (Таткуль) по сравнению с подстилкой хвойного леса (Няшево) объясняется различиями в составе материала, формирующего подстилку, и ее мощностью под пологом лиственного леса.

Во всех случаях основное количество радиоактивных изотопов сосредоточено в почве, в верхнем (0—5 *см*) слое. При этом все изотопы в той или иной степени мигрируют и в более глубокие слои. Это особенно хорошо видно в табл. 31, где приведены усредненные данные распределения Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в различных слоях почвы. Из всех изотопов наименьшей подвижностью в почве в природных условиях обладает Co^{60}. Через два года после внесения он на 86% удерживается в верхнем

Таблица 31

Распределение радиоактивных изотопов по профилю почвы, % общей активности

Глубина, *см*	Fe^{59}	Co^{60}	Y^{91}	Ce^{144}
0—5	51,2	85,9	81,4	65,8
5—10	24,8	7,5	7,7	22,5
10—15	13,0	4,8	5,5	6,5
15—20	7,8	1,8	5,4	5,2
20—25	3,2	—	—	—

0—5 *см* слое почвы. Из остальных изотопов более подвижен Fe^{59}.

Таким образом, в природных условиях, так же как в лабораторных и вегетационных опытах, миграционная способность Fe^{59} в почве заметно выше, чем миграционная способность Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144}.

ВЛИЯНИЕ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА НА ВЕРТИКАЛЬНУЮ МИГРАЦИЮ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ В ПОЧВЕ

Результаты вегетационных опытов и опытов на площадках естественных биогеоценозов показали, что надземная часть растений выносит на дневную поверхность лишь незначительную долю общего содержания Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в почве, несколько большая часть их задерживается в корневой системе растений. Эти данные заслуживают внимания в связи с выяснением роли растительности в процессах рассеивания радиоактивных изотопов, загрязняющих верхние слои почвы [53, 111].

Для количественной оценки миграции были проведены специальные опыты с Co^{60} и Ce^{144} по следующей методике.

На однородном участке дерново-луговой почвы (химическая характеристика приведена в табл. 2) вырезали почвенные монолиты размером 60×75×60 *см* и помещали их в лизиметрические установки из нержавеющей стали. Верхний задернованный слой почвы (0—10 *см*) срезали, просеивали и затем снова помещали в лизиметры. В поверхностный слой почвы (0—2 *см*) первых двух лизиметров путем фракционированного полива при тщательном перемешивании вносили раствор $Co^{60}Cl_2$, а в последующие два — раствор $Ce^{144}Cl_3$. Общее количество внесенного в почву Co^{60} составило 1,5, а Ce^{144} —

1,0 *мкюри* на 1 лизиметр или соответственно 200 и 150 *мккюри/кг* воздушно-сухой почвы в зоне первичного загрязнения.

После внесения радиоактивных изотопов в почву часть лизиметров засевали семенами люцерны (Medicago sativa L.), а другую часть в течение всего опыта поддерживали без растительности. Две дополнительные лизиметрические установки без изотопов служили в качестве контроля для установления возможного влияния внесенных в почву излучателей на развитие растений.

Лизиметры размещали в траншее под открытым небом. Влажность почвы в них поддерживали на уровне полевой влагоемкости. Опыт с Co^{60} длился в течение трех, а с Ce^{144} в течение двух вегетационных сезонов. В конце каждого сезона количественно учитывали массу надземной части растений и вынос ими радиоактивных изотопов из почвы. При разборке опыта в каждом почвенном монолите делали по четыре разреза, из которых послойно на разных расстояниях от зоны первичного загрязнения отбирали образцы почв. В лизиметрах с растениями из всех слоев почвы отбирали корни, учитывали их общую биомассу и радиоактивность. Таким способом получали картину распределения Co^{60} и Ce^{144} в корневой системе растений и по слоям почвы с растительным покровом и без него.

Как показали результаты, использованные при проведении опытов, количества Co^{60} и Ce^{144} не оказали заметного действия на рост и продуктивность растений по сравнению с контролем.

В табл. 32 приведены данные по накоплению Co^{60} и Ce^{144} растениями в разные сезоны вегетации после внесения изотопов. Можно заметить, что концентрация Co^{60} в надземной части люцерны в первый сезон заметно выше, чем в последующие. В соответствии с этим коэффициенты накопления, а также общий вынос кобальта растениями в первый сезон вегетации были несколько выше. Накопление церия растениями в первый и второй сезоны было практически одинаковым. Оба изотопа слабо поступают в надземную часть растений. Коэффициенты накопления не превышали тысячных долей единицы (если не учитывать результатов первого вегетационного сезона в опытах с кобальтом), а общий вынос надземными частями растений составил тысячные доли процента. В корнях, в зоне первично загрязненного слоя почвы, коэффициенты накопления радиоактивных изотопов на порядок выше, чем в надземной части растений. Тем не менее, общее содержание изотопов во всей корневой системе составляет лишь сотые доли процента исходного количества, и уже на глубине более 6 *см* они в корнях не обнаруживаются. Следовательно, Co^{60} и Ce^{144} из поверхностного слоя почвы не только слабо накапливаются в надземных частях растений, но и очень медленно мигрируют по корневой системе, задерживаясь в основ-

Таблица 32

Накопление Co^{60} и Ce^{144} надземной частью и корнями люцерны в разные вегетационные сезоны

Сезон вегетации	Надземная часть				Корни			
	Масса сухого вещества, *г/лизиметр*	Удельная активность, $\frac{имп}{(мин \cdot г)}$	Коэффициент накопления	Содержание, %	Масса сухого вещества, *г/лизиметр*	Удельная активность, $\frac{имп}{(мин \cdot г)}$	Коэффициент накопления	Содержание, %
Кобальт-60								
Первый (1964 г.)	38,8	340	0,010	0,009	—	—	—	—
Второй (1965 г.)	108,8	30	0,001	0,002	—	—	—	—
Третий (1966 г.)	130,3	50	0,002	0,003	98,5	940	0,040	0,020
Церий-144								
Первый (1964 г.)	43,4	150	0,005	0,003	—	—	—	—
Второй (1965 г.)	109,0	110	0,004	0,007	111,9	1190	0,040	0,012

ном в той части корней, которая находится в непосредственном контакте с загрязненной почвой.

Распределение Co^{60} и Ce^{144} по слоям почвы в лизиметрах без растений и с растительным покровом пред-

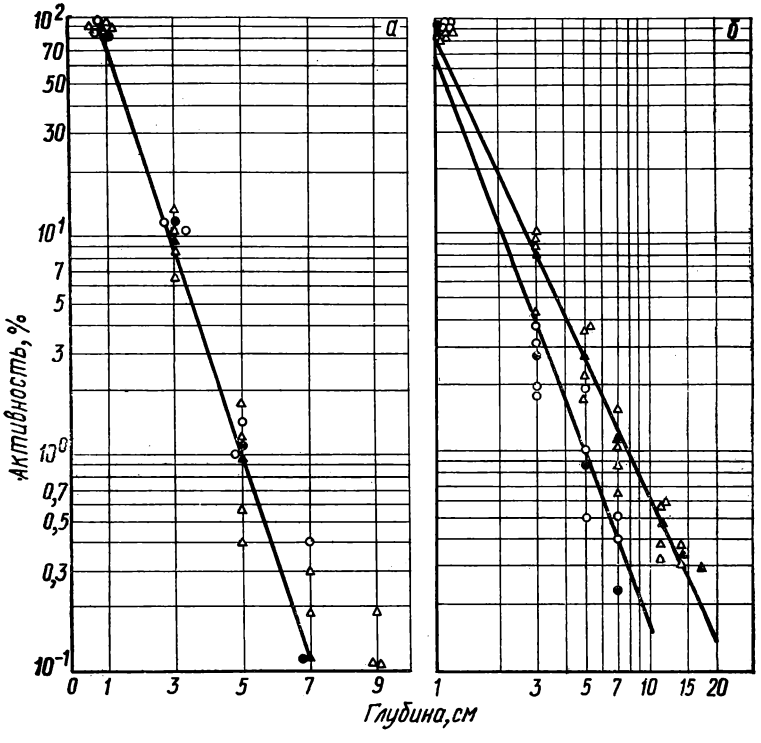

Рис. 15. Вертикальное распределение Co^{60} и Ce^{144} в почве лизиметров без растений (*а*) и с растениями (*б*): ○, △ —данные рядовых измерений содержания кобальта и церия соответственно; ●, ▲ — средние величины.

ставлено на рис. 15. Можно заметить, что в лизиметрах без растений оба радиоизотопа прослеживаются до 8—10 *см*, однако церий промигрировал на эту глубину за 14 месяцев, в то время как кобальт — более чем за два года. В лизиметрах с растениями под влиянием корневой системы глубина, на которую проникал церий, достигала 15—20 *см*; кобальт же, несмотря на гораздо более длительный срок пребывания в почве, и в присут-

ствии растений остался в пределах все тех же 8—10 *см* от поверхности.

Специальная статистическая обработка полученных данных показала, что без растительного покрова характер распределения Co^{60} и Ce^{144} в почве близок к экспоненте, при этом коэффициент диффузии для кобальта составил $0{,}84 \cdot 10^{-8}$, а для церия — $1{,}29 \cdot 10^{-8}$ *см²/сек*. В почве с растительным покровом отмечено незначительное ускорение миграции радиоактивных изотопов; характер их вертикального распределения в этом случае выражается степенной функцией [114].

На слабую роль растительности в вертикальной миграции Co^{60} указывают и результаты опытов с внесением этого изотопа в почву на разную глубину [105]. Максимальный вынос кобальта надземной частью экспериментального фитоценоза, достигающий сотых долей процента от внесенного в почву количества, наблюдается при поверхностном его внесении на глубину до 10 *см*. При внесении изотопа в более глубокие слои (10—30 и 30—50 *см*) вынос его снижается до тысячных долей процента, а на глубине свыше 50 *см* кобальт остается практически недоступным для надземной части растений. Так же как в лизиметрических опытах, Co^{60} в этом случае накапливается лишь той частью корневой системы растений, которая развивалась непосредственно в радиоактивном слое почвы (табл. 33). Через три года после внесения кобальт практически полностью оставался в тех слоях почвы, в которые был внесен первоначально, и лишь незначительная часть его мигрировала в смежные нижележащие слои не далее 10 *см*.

Изложенный в данном разделе материал показывает, что скорость вертикальной миграции Co^{60} и Ce^{144} в почве очень невелика, причем церий, как и во всех предыдущих опытах, оказался несколько более подвижным, чем кобальт. Травяной покров лишь в незначительной степени ускоряет миграцию радиоактивных изотопов в почве.

Итак, данные распределения Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов свидетельствуют о том, что и в природных условиях железо и церий более подвижны, чем кобальт и иттрий. Повышенная миграционная способность Fe^{59} и Ce^{144} обусловлена вероятнее всего физико-химической формой этих изотопов в почвенном растворе. Как пока-

Таблица 33

Активность корневой системы экспериментального фитоценоза по слоям почвы и активность разных слоев почвы через три года после внесения Co^{60}, *имп/(мин · г сухого вещества)*

Глубина, *см*	Корневая система					Почва				
	Глубина внесения Co^{60}, *см*									
	0—10	10—30	30—50	50—70	70—90	0—10	10—30	30—50	50—70	70—90
0—10	2160	30	0	0	0	2750	0	0	0	0
10—20	130	2130	0	0	0	160	2140	0	0	0
20—30	0	1980	0	0	0	0	3380	0	0	0
30—40	0	270	2190	0	0	0	100	2030	0	0
40—50	0	0	3100	0	0	0	0	2960	0	0
50—60	0	0	250	1920	0	0	0	30	2240	0
60—70	0	0	0	1560	90	0	0	0	3300	0
70—80	0	0	0	60	3090	0	0	0	190	2620
80—90	0	0	0	0	4140	0	0	0	0	3540
90—100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	70

зали лабораторные опыты (гл. 1), при pH=6 ÷ 8, характерных для всех исследованных нами почв, микроколичества железа и церия частично переходят в несорбирующиеся формы, которые с большей скоростью перемещаются с раствором по почвенной колонке. По-видимому, этот механизм определяет увеличение скорости миграции радиоактивных изотопов и в природных условиях, несколько повышая тем самым и поступление их в надземную часть растений.

В целом роль растений в вертикальном перераспределении радиоактивных изотопов в почве весьма незначительна. Общий вынос их надземной частью исследованных естественных фитоценозов колеблется (в зависимости от химического элемента, биомассы и состава фитоценоза) в пределах от десятых до сотых долей процента. При искусственном посеве люцерны вынос радиоактивных изотопов кобальта и церия надземной частью не превышает тысячных долей процента от внесенного в почву количества. В корневой системе эти изотопы накапливаются главным образом лишь в той ее части, которая развивается непосредственно в радиоактивном слое почвы. За пределами этого слоя содержание радиоактивных изотопов в корнях резко снижается, а на расстоянии свыше 10 *см* от него они в корнях практически не обнаруживаются.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Почвенно-растительный покров является одним из основных биогеоценотических звеньев, откуда радиоактивные вещества, загрязняющие биосферу, начинают сложный путь миграции с почвенно-грунтовыми водами и по биологическим цепочкам. Поэтому изучение механизмов перехода и распределения радиоактивных изотопов в системах почва — раствор и почва — растение представляет в настоящее время важную задачу, решение которой будет способствовать созданию научных основ для прогнозирования судьбы радиоактивных веществ в различных экологических системах и разработки практических мероприятий по снижению или ликвидации неблагоприятных последствий радиоактивных загрязнений. Кроме того, результаты такого рода почвенно-радиоэкологических исследований могут представлять и более широкий интерес, поскольку закономерности миграции химических элементов в почве и растениях, вскрытые с помощью радиоактивных изотопов, способствуют более глубокому пониманию целого ряда процессов и явлений, которые изучаются соответствующими разделами биогеохимии, почвоведения, физиологии растений и агрохимии.

Настоящая работа посвящена сравнительному изучению поведения Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в системе почва — раствор — растение.

Первая часть исследований, проведенная в лабораторных условиях, характеризует полноту поглощения и прочность фиксации радиоактивных изотопов различными почвами в зависимости от ряда факторов. Вторая и третья части основаны на данных вегетационных опытов и опытов, проведенных на экспериментальных площадках в естественных биогеоценозах. Эти разделы работы

дают представление о переходе изучавшихся изотопов из почвы в растения и о характере их распределения в почвенно-растительном покрове.

Лабораторные опыты показали, что скорость и полнота поглощения (сорбции) микроколичеств железа, кобальта, иттрия и церия почвой из водного раствора определяются, при прочих равных условиях, химической природой элементов и не зависят от свойств почв. Это обусловлено тем, что емкость поглощения любой из изученных почв была достаточно велика для фиксации микроколичеств сорбционноспособных форм радиоизотопов, находящихся в растворе. Изменение pH раствора от 3 до 10 не влияет на полноту поглощения в почве Co^{60} и Y^{91}, тогда как поглощение Fe^{59} и Ce^{144} с повышением значений pH заметно снижается. Последнее обстоятельство, по-видимому, связано с тем, что в щелочной среде железо и церий переходят в коллоидные формы, плохо сорбируемые почвой.

Сорбция микроколичеств кобальта, иттрия и церия зависит от содержания в растворе гидроокиси железа и алюминия; она снижается тем резче, чем выше концентрация этих элементов в исходном растворе. Механизм данного явления, вероятно, связан с процессами соосаждения и адсорбции радиоактивных элементов с коллоидной гидроокисью железа и алюминия.

Наиболее полное поглощение железа и церия в почве отмечено при концентрации их в растворе 10^{-4} *M*; при более низких концентрациях в области нейтральных и щелочных значений pH раствора поглощение этих элементов снижается. Кобальт и иттрий практически полностью поглощаются почвой при всех изученных значениях pH и их концентраций в растворе.

В серии опытов с искусственными комплексонами установлено, что радиоактивные изотопы, находящиеся в виде комплексных соединений, в малой степени поглощаются почвой. Эффективность комплексонов по отношению к разным радиоактивным изотопам находится в прямой зависимости от константы устойчивости внутрикомплексных соединений.

Водные экстракты из растительного опада и растворимые высокомолекулярные органические вещества почвы — гуминовые кислоты и фульвокислоты — также снижают поглощение радиоактивных изотопов в почве. Это обусловлено как переходом изотопов в присутствии

органических веществ в достаточно устойчивые, растворимые комплексные соединения, так и наличием в экстрактах повышенных концентраций других катионов.

Как показали результаты опытов по десорбции изотопов различными катионами, прочность фиксации Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} зависит не только от индивидуальных свойств изотопов, но и от физико-химических особенностей почв. Во всех исследованных почвах наиболее прочно фиксируется Fe^{59}; остальные изотопы по степени уменьшения прочности их закрепления в почве располагаются в ряд: Y^{91}, Ce^{144}, Co^{60}.

Почвы по прочности фиксации в них всех четырех излучателей можно расположить в ряду: дерново-луговая > чернозем > краснозем > дерново-подзолистая. Поскольку эти почвы примерно в той же последовательности отличаются друг от друга по содержанию в них гумуса и илистой фракции, высказано предположение, что органическое вещество и мелкодисперсные илистые частицы снижают подвижность радиоизотопов в почве. Специальные опыты, проведенные с почвами, в которых органическое вещество было разрушено, подтвердили это предположение. Прочность фиксации радиоактивных изотопов в почвах, лишенных органического вещества, значительно ниже, чем в нативных почвах.

Среди различных катионов, применявшихся в качестве десорбентов, для некоторых радиоактивных изотопов выделены специфические вытеснители. Для Fe^{59} таким вытеснителем является алюминий, для Y^{91} — медь и железо, для Ce^{144} — железо. По отношению к кобальту десорбирующее действие катионов увеличивается в соответствии с увеличением их атомного веса и валентности. Последнее свидетельствует о ионообменном механизме фиксации этого изотопа в почве.

Повышенное десорбирующее действие специфических вытеснителей объясняется тем, что в почве они вступают преимущественно в такие же реакции, что и вытесняемые ими радиоактивные изотопы. Следовательно, катионы — специфические вытеснители можно рассматривать в качестве неизотопных носителей соответствующих радиоактивных изотопов.

Установлено, что прочность фиксации изучаемых элементов не изменяется в широком диапазоне их концентраций в почвах. Лишь при относительно высоких концентрациях, порядка 10^{-7}—10^{-6} *моль/г* почвы, отме-

чено некоторое снижение доли десорбции железа, иттрия и церия.

Данные вегетационных опытов в целом достаточно хорошо согласуются с основными результатами, полученными при изучении подвижности изотопов в системе почва — раствор. Так, большей подвижности Fe^{59} в системе почва — раствор (обусловленной наличием в этих условиях малосорбируемых форм железа) соответствует большая его подвижность в системе почва — растение. Это соответствие проявляется в большем по сравнению с другими изотопами поступлении Fe^{59} в растения. Такое соответствие данных лабораторных и вегетационных опытов позволяет предполагать, что поступление микроколичеств железа, кобальта, иттрия и церия в растения в значительной мере зависит от степени их подвижности в системе почва — раствор. Последняя же, в свою очередь, определяется химическими свойствами радиоактивных изотопов, формой, в которой они находятся в почвенном растворе, а также физико-химическими особенностями почвы. Поступление этих изотопов в растения зависит и от биологических особенностей последних.

Показано, что значения коэффициентов накопления железа, кобальта, иттрия и церия у наземных растений, произрастающих на жидкой питательной среде Кноппа, на два-три порядка меньше, чем у пресноводных растений. Еще меньшими коэффициентами накопления обладают наземные растения, поглощающие радиоактивные изотопы из почвы. Если коэффициенты накопления у пресноводных растений для разных изотопов достигают в среднем тысяч единиц, то у растений, произрастающих на почве, они не превышают десятых или сотых долей единицы. Приведенный пример показывает, какую мощную барьерную функцию выполняет почва на пути миграции микроколичеств химических элементов в наземном биогеоценозе.

Изучено поступление радиоактивных изотопов кобальта и церия в растения при разных режимах увлажнения почвы. Эти данные показали, что с изменением увлажнения почвы концентрация изотопов в растениях остается постоянной, хотя биомасса растений изменяется при этом в довольно широких пределах. Общий вынос изотопов растениями с повышением влажности почвы возрастает пропорционально увеличению их биомассы.

Установлено значительное увеличение поступления микроколичеств железа, кобальта и иттрия в растения при внесении этих элементов в почву в виде внутрикомплексных соединений с ЭДТА. Здесь также наблюдается хорошее соответствие между результатами лабораторных и вегетационных опытов. В лабораторных опытах комплексон, снижая сорбцию радиоактивных изотопов в почве, увеличивает их подвижность в системе почва — раствор, а в вегетационных опытах этот механизм приводит к увеличению их поступления в растения. В вегетационных опытах ЭДТА не оказывает заметного влияния на подвижность Ce^{144}, поскольку комплекс Се — ЭДТА недостаточно устойчив в почве к процессам химического и биологического разрушения.

С увеличением избыточных концентраций комплексона в среде (почва, питательный раствор) отмечено снижение накопления кобальта растениями. Предполагается, что это явление связано с образованием при избытке комплексона в среде его соединений с другими катионами, которые вступают с комплексом Со — ЭДТА в конкурентные взаимоотношения в процессе поглощения их растениями. Такую особенность следует учитывать, в частности, при использовании искусственных комплексонов в качестве микроудобрений, так как избыток комплексона по отношению к микроэлементу в исходном препарате может существенно снизить эффективность микроудобрения.

Наконец, нужно подчеркнуть, что данные завершающей серии исследований, проведенной на участках естественных биогеоценозов, в общем также достаточно хорошо согласуются с результатами лабораторных и вегетационных опытов. Железо и церий, будучи более подвижными в системе почва — раствор, в природных условиях оказались также более миграционноспособными, чем иттрий и кобальт. Как выше отмечалось, в основе повышенной миграции железа и церия лежит способность этих изотопов переходить в области присущих для многих почв значений pH в коллоидные формы, которые плохо сорбируются почвами.

Роль растительности в вертикальном перераспределении радиоактивных изотопов железа, кобальта, иттрия и церия в почве оказалась весьма незначительной. За один вегетационный сезон вынос их надземной массой растений (в зависимости от природы элемента, био-

массы и состава фитоценоза) составил лишь тысячные и десятые доли процента от внесенного в почву количества. Корневая система травянистых растений также очень слабо влияет на смещение темпов миграции и распределения изотопов в почве. Об этом свидетельствуют как данные накопления радиоактивных изотопов корнями растений, так и данные вертикального распределения излучателей по слоям почвы.

Подводя конечный итог всему вышеизложенному, необходимо отметить, что принятый для проведения настоящей работы методологический подход сравнительного изучения миграционной способности радиоактивных изотопов в важнейшем биогеоценотическом звене почва — растение путем экспериментального расчленения этого звена на более простые системы (почва — раствор, почва — растение, почва — растительный покров естественного биогеоценоза) оказался вполне оправданным. Как показали результаты выполненных исследований, подобный подход позволил не только дать сравнительно феноменологическую характеристику поведения Fe^{59}, Co^{60}, Y^{91} и Ce^{144} в системах различной сложности, но и вскрыть в отдельных случаях конкретные физико-химические механизмы, регулирующие подвижность указанных изотопов в этих системах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Докучаев В. В. Избранные сочинения. М., Сельхозгиз, 1954.
2. Вернадский В. И. «Изв. АН СССР. Сер. геол.», № 1, 19 (1938).
3. Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М. — Л., Изд-во АН СССР, 1940.
4. Вернадский В. И. Избранные сочинения. Т. 1. М., Изд-во АН СССР, 1954.
5. Вернадский В. И. Избранные сочинения. Т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960.
6. Берг Л. С. Географические зоны Советского Союза. Т. 1, 1947; Т. 2, 1952. М., Географгиз.
7. Сукачев В. Н. «Докл. АН СССР», 47, 447 (1945).
8. Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии. М., Изд-во АН СССР, 1947.
9. Сукачев В. Н. В кн. «Труды второго Всесоюзного географического съезда». Т. 1. М., Географгиз, 1948, стр. 186.
10. Сукачев В. Н. Предварительные программы стационарных комплексных биогеоценологических исследований. Т. 3. М., «Землеведение», 1950.
11. Сукачев В. Н. В кн. «Программа и методика биогеоценологических исследований». М., «Наука», 1966, стр. 7.
12. Полынов Б. Б. В сб. «Географические работы». М., Географгиз, 1952, стр. 52.
13. Полынов Б. Б. Избранные труды. М., Изд-во АН СССР, 1956.
14. Кузин А. М. Очерки по радиобиологии. М., Изд-во АН СССР, 1956.
15. Кузин А. М., Передельский А. А. В кн. «Охрана природы и заповедное дело в СССР». М., Изд-во АН СССР, 1956, стр. 65.
16. Odum E. P. In: Conference on radioactive isotopes in agriculture. U. S. AEC, report FID, 1956, p. 95.
17. Odum E. P. In: Biol Bull., 4(2), 27 (1957).
18. Odum E. P. In: Fundamentals of ecology. Philadelphia — London, 1959, p. 452.
19. Передельский А. А. «Ж. общ. биол.», 18, № 1, 17 (1957).
20. Передельский А. А. «Природа», № 8, 27 (1958).
21. Тимофеев-Ресовский Н. В. «Ботан. ж.», 42, № 2, 162 (1957).

22. Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. Доклад по опубликованным работам, представленным для защиты ученой степени докт. биол. наук. Свердловск, 1962.
23. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. Под ред. В. П. Шведова. М., Атомиздат, 1964.
24. Алексахин Р. М. В кн. «Вопросы радиоэкологии». М., Атомиздат, 1968, стр. 8.
25. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Радиоактивные продукты деления в почве и растениях. М., Госатомиздат, 1962.
26. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М., Изд-во АН СССР, 1963.
27. «Health Physics», **11**, No. 12 (1965).
28. Radioactive fallout, soil, plant, food, man. Ed. by E. B. Fowler. Amsterdam, 1965.
29. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М., Атомиздат, 1968.
30. Школьник М. Я. Значение микроэлементов в жизни растений и земледелии. М. — Л., Изд-во АН СССР, 1950.
31. Войнар А. О. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. М., «Советская наука», 1953.
32. Трегубенко И. П. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 13, 1960, стр. 49.
33. Sharoubeem H. H., Milad N. E. Soil Sci., **101**, No. 2, 130 (1960).
34. Nishita H. et al. Soil Sci., **81**, No. 4, 317 (1956).
35. Rhodes D. W. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **21**, No. 4, 389 (1957).
36. Кокотов Ю. А. и др. «Радиохимия», **4**, 227 (1962).
37. Титлянова А. А., Тимофеева Н. А. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 22, 1962, стр. 17.
38. Молчанова И. В. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 45, 1965, стр. 91.
39. Молчанова И. В., Титлянова А. А. «Радиохимия», **7**, 687 (1965).
40. Тимофеев-Ресовский Н. В. и др. В кн. «Радиоактивность почв и методы ее определения». М., «Наука», 1966, стр. 46.
41. Robinson W. O. et al. Geochim. et cosmochim. acta, **14**, No. 1, 2, 63 (1958).
42. Чувелева Э. А. и др. «Ж. физ. химии», **36**, 825 (1962).
43. Щербина В. В. «Геохимия», № 5, 54 (1956).
44. Беус А. А. «Геохимия», № 4, 307 (1958).
45. Виноградов А. П. «Геохимия», № 1, 3 (1961).
46. Виноградов А. П. «Геохимия», № 7, 555 (1962).
47. Чувелева Э. А. и др. «Ж. физ. химии», **36**, 1378 (1962).
48. Балашов Ю. А. «Геохимия», № 2, 99 (1963).
49. Чеботина М. Я. Автореф. кандид. диссерт. Свердловск, Ин-т экологии растений и животных. Уральск. фил. АН СССР, 1968.
50. Молчанова И. В. Автореф. кандид. диссерт. Свердловск, Ин-т экологии растений и животных. Уральск. фил. АН СССР, 1968.
51. Куликов Н. В. «Почвоведение», № 12, 89 (1960).
52. Куликов Н. В. «Почвоведение», № 6, 79 (1965).

53. Порядкова Н. А., Агафонова С. В. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 45, 1965, стр. 107.
54. Пейве Я. В. Микроэлементы в жизни растений и животных. М., Изд-во АН СССР, 1952.
55. Кедров-Зихман О. К. В кн. «Применение изотопов в технике, биологии и сельском хозяйстве». М., Изд-во АН СССР, 1955, стр. 123.
56. Ковда В. А. и др. Микроэлементы в почвах Советского Союза. М., Изд-во МГУ, 1959.
57. Перельман А. И. Очерки геохимии ландшафта. М., Географгиз, 1955.
58. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М., Географгиз, 1961.
59. Афанасьев А. Н. «Почвоведение», № 6, 31 (1930).
60. Досманова О. П. «Тр. Почв. ин-та АН СССР», **9**, 67 (1934).
61. Роде О. А. Подзолообразовательный процесс. М., Изд-во АН СССР, 1937.
62. Веригина К. В. и др. В сб. «Проблемы советского почвоведения». Т. 11. М., Изд-во АН СССР, 1940.
63. Веригина К. В. «Тр. Почв. ин-та АН СССР», **34**, 190 (1950).
64. Веригина К. В. «Тр. Почв. ин-та АН СССР», **41**, 198 (1953).
65. Ярков С. П. и др. «Почвоведение», № 8, 466 (1950).
66. Ярков С. П. Образование подзолистых почв. Докл. на V Междунар. конгрессе почвоведов. М., Изд-во АН СССР, 1954.
67. Келлерман В. В., Цюрупа И. Г. «Почвоведение», № 1, 74 (1962).
68. Пономарева В. В. Теория подзолообразовательного процесса. М. — Л., «Наука», 1964.
69. Кауричев И. С., Шишова В. С. «Изв. ТСХА», № 4, 74 (1966).
70. Аарнио А. А. «Почвоведение», № 2, 3, 69 (1915).
71. Крюков И. А., Авсеевич Г. П. «Тр. Ленингр. отд. Всесоюзного ин-та удобрений и агромелиорации», **17**, 56 (1933).
72. Вишняков А. П., Рабинович С. А. Там же, **36**, 42 (1935).
73. Антипов-Каратаев И. Н. В кн. «Труды конференции по генезису руд железа, марганца и алюминия». М. — Л., Изд-во АН СССР, 1937, стр. 48.
74. Сердобольский И. П. «Тр. Почв. ин-та АН СССР», **31**, 73 (1950).
75. Krumbein W. C., Garrels R. M. J. Geol., **60**, 1 (1952).
76. Huber N. K., Garrels R. M. Econ. Geol., No. 48, 263 (1953).
77. Александрова Л. Н. «Почвоведение», № 1, 14 (1954).
78. Александрова Л. Н. «Почвоведение», № 9, 23 (1954).
79. Веселкина Р. В. «Изв. АН АзербССР. Сер. биол. и сельхоз. наук», **4**, 83 (1959).
80. Махонина Г. И., Молчанова И. В. «Научные докл. Высшей школы. Сер. биол. науки», № 4, 218 (1961).
81. Bloomfield C. J. Soil Sci., **4**, No. 1, 5 (1953).
82. Bloomfield C. J. Sci. Food and Agric., **6**, No. 11, 641 (1955).
83. Bloomfield C. J. Sci. Food and Agric., **6**, No 11, 389 (1957).
84. Кауричев И. С., Ноздрунова Е. М. «Докл. Тимирязевск. сельхоз. академии», **42**, 129 (1952).
85. De'Long W. A., Schnitzer M. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **19**, 360 (1955).

86. Кауричев И. С. «Докл. Тимирязевской сельхоз. академии», **31**, 219 (1957).
87. Kawaguchi K., Kyuma K. Soil and Plant Food, **5**, 54 (1959).
88. Lossaint P. Compt. rend. Acad. Sci, colon, **247**, No. 1, 106 (1958).
89. Кауричев И. С. и др. Доклады советских почвоведов к VII Междунар. конгрессу в США. М., Изд-во АН СССР, 1960, стр. 137.
90. Кауричев И. С. и др. Доклады советских почвоведов к VIII Междунар. конгрессу почвоведов. М., «Наука», 1964, стр. 58.
91. Кононова М. М., Титова Н. А. «Почвоведение», № 11, 81 (1961).
92. Oades J. N. Soils and Fertilisers, **26**, No. 2, 69 (1963).
93. Muir J. W. et al. J. Soil Sci., **15**, No. 2, 116 (1964).
94. Виноградов А. П. Геохимия рассеянных и редких элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР, 1950.
95. Скрынникова И. Н. В кн. «Современные почвенные процессы в лесной зоне Европейской части СССР». М., Изд-во АН СССР, 1959, стр. 50.
96. Дьяконова К. В. «Почвоведение», № 6, 64 (1967).
97. Титлянова А. А. Автореф. кандид. диссерт. Свердловск, Ин-т биол. Уральск. фил. АН СССР, 1963.
98. Глаголева М. А. Автореф. кандид. диссерт. М., 1961.
99. Молчанова И. В. «Научные докл. Высш. школы. Сер. биол. науки», № 2, 201 (1965).
100. Чеботина М. Я., Титлянова А. А. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 45, Свердловск, 1965, стр. 85.
101. Куликов Н. В. «Докл. АН СССР», **133**, № 3, 698 (1960).
102. Куликов Н. В. Автореф. кандид. диссерт. Свердловск, Ин-т биол. Уральск. фил. АН СССР, 1961.
103. Куликов Н. В. «Почвоведение», № 4, 78 (1961).
104. Куликов Н. В. В кн.: «Материалы IV Всесоюзного совещания по вопросам применения микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине». Киев, Изд-во с.-х. литературы УССР, 1963, стр. 466.
105. Куликов Н. В. «Тр. ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 45, 1965, стр. 97.
106. Куликов Н. В. «Тр. ин-та экологии растений и животных Уральск. фил. АН СССР». Вып. 61, Свердловск, 1968, стр. 21.
107. Молчанова И. В. Там же, стр. 4.
108. Молчанова И. В. Там же, стр. 31.
109. Титлянова А. А. и др. «Докл. АН СССР», **126**, № 6, 1346 (1959).
110. Миронов Б. А., Караваева Е. Н. «Тр. ин-та экологии растений и животных Уральск. фил. АН СССР». Вып. 61, Свердловск, 1968, стр. 35.
111. Куликов Н. В. и др. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 22, Свердловск, 1962, стр. 31.
112. Куликов Н. В., Тимофеева Н. А. «Почвоведение», № 4, 70 (1965).
113. Куликов Н. В., Коробицын Н. М. «Тр. ин-та экологии растений и животных Уральск. фил. АН СССР». Вып. 61, Свердловск, 1968, стр. 47.

114. Куликов Н. В., Пискунов Л. И. «Агрохимия», № 2, 109 (1969).
115. Караваева Е. Н. и др. «Радиобиология», **10**, 3, 474 (1970).
116. Махонина Г. И. и др. «Докл. АН СССР», **133**, № 2, 484 (1960).
117. Махонина Г. И. и др. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 45, 1965, стр. 121.
118. Kawase K. et al. J. Soil Sci., **30**, 156 (1959).
119. Jacobs D. C. Health physics, **4**, No. 2, 157 (1960).
120. Schulz R. K. et al. Soil Sci., **89**, No. 1, 16 (1960).
121. Darab K., Schonfeld L. Agrokém és talaj., **10**, No. 4, 261 (1961).
122. Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф. «Радиохимия», **6**, 328 (1962).
123. Тюрюканова Э. Б. В кн. «Радиоактивность почв и методы ее определения». М., «Наука», 1966, стр. 36.
124. Kevin C. et al. Soil Sci., 95, No. 6, 392 (1963).
125. Старик И. Е. Радиохимия. Л., Изд-во АН СССР, 1959.
126. Старик И. Е. Основы радиохимии. М. — Л., Изд-во АН СССР, 1960.
127. Filipovic Z. et al. Soil Sci., **91**, No. 2, 147 (1961).
128. Бердников А. И., Орешко В. Ф. «Радиохимия», **5**, 390 (1963)
129. Бердников А. И., Орешко В. Ф. «Радиохимия», **7**, 494 (1965).
130. Barbier G. Annals of the Agronomy, **8**, 34 (1937).
131. Страхов Н. М. Железорудные фации и их аналогии в истории Земли. М., Изд-во АН СССР, 1947.
132. Dakschinamurti C., Mital O. P. Geochim. et cosmochim acta, **25**, No. 3, 261 (1961).
133. Ефимов В. Н. «Докл. АН СССР», 138, № 2 435 (1961).
134. Чухров Ф. В. Коллоиды в земной коре. М., Изд-во АН СССР, 1955.
135. Кудрин С. А. «Почвоведение», № 5, 88 (1966).
136. Кауричев И. С. и др. «Изв. Тимирязевской сельхоз. академии», № 6, 145 (1968).
137. Kubota J. Soil Sci., **85**, No. 3, 130 (1958).
138. Antonini I. Agric. Chemicals, **9**, No. 11, 560 (1954).
139. Bould G. Agric. Rev., **1**, No. 1, 55 (1955).
140. Wallace A. et al. Soil Sci., **8**, 101 (1955).
141. Wallace A. et al. Proc. Amer. Hortic. Sci., 65 (1955).
142. Wallace A. et al. Soil Sci., **84**, No. 1, 27 (1957).
143. Higdon R. L. West Fruit Grower, **10**, No. 2, 21 (1956).
144. Bear F. E. Soil Sci., **84**, No. 1, 38 (1957).
145. Kroll H. Ibid., p. 42.
146. Steward J., Leonard C. D. Ibid., p. 87.
147. Чурбанов В. М., Алексеева Д. М. «Агрохимия», № 3, 98 (1967).
148. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 30, 1963.
149. Essington E. H., Nishita H. Plant. and Soil, **24**, No. 1, 1 (1966).
150. Nishita H., Essington E. H. Soil Sci., **103**, No. 3, 168 (1967).

151. Todorovic L., Filip A. In «Isotope and Radiation Technical Soil Physic and Irrigation Studies», Vienna, 1967, p. 43.
152. Bjerrum J. et al. Stability Constants. London, 1957.
153. Симаков В. Н. «Почвоведение», № 2, 156 (1929).
154. Кравков С. П. «Почвоведение». М. — Л., Сельхозгиз, 1934.
155. Роде А. А. «Почвоведение», № 7, 9 (1964).
156. Пономарева В. В. «Почвоведение», № 11, 638 (1949).
157. Манская С. М., Дроздова Т. В. В кн. «Применение микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине». Рига, 1959, стр. 78.
158. Schnitzer M., De'Long W. A. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **19**, No. 3, 363 (1955).
159. Александрова Л. Н., Надь М. «Почвоведение», **№ 10, 21** (1958).
160. Bond J., Jones T. I. Proceeding Faraday of the Society, **5**, 1310 (1959).
161. Nightingal H. J., Smith R. L. Soil Sci., **103**, No. 4, 261 (1967).
162. Кауричев И. С., Ноздрунова Е. М. «Почвоведение», № 10, 10 (1961).
163. Schnitzer M. J. Soil Sci., **10**, No. 2, 300 (1959).
164. Kee N. S., Bloomfield C. Geochim. et Cosmochim Acta, **4**, No. 3—4, 361 (1961).
165. Волкова М. Я., Махонина Г. И. Доклады 1-й научной конференции молодых специалистов-биологов. Свердловск, Уральск. фил. АН СССР, 1962, стр. 3.
166. Волкова М. Я. и др. «Почвоведение», № 3, 52 (1964).
167. Lees L. Biochem. J., **46**, 450 (1950).
168. Mills C. F. Biochem. J., **57**, No. 4, 376 (1954).
169. Schlichting E. Z. Pflanzenernähr, Düng. Bodenkunde, **69**, No. 1/3, 134 (1955).
170. Wolff C. et al. Experienta, **9**, No. 11, 461 (1955).
171. Beres T., Kuraly I. Z. Pflanzenernähr, Düng., Bodenkunde, **87**, No. 1, 16 (1959).
172. Beckwith R. S. Nature, **184**, No. 4687, 1300 (1959).
173. Александрова Л. Н. В сб. «Проблемы почвоведения». М., Изд-во АН СССР, 1962, стр. 77.
174. Дроздова Т. В., Емельянова М. П. «Докл. АН СССР», **131**, № 3, 651 (1960).
175. Рыдалевская М. Л., Терешенкова И. А. «Вестн. Ленингр. ун-та», № 15, 138 (1961).
176. Дьяконова К. В. «Почвоведение», № 7, 19 (1962).
177. Randhawa N. S., Broadbent F. E. Soil Sci., **99**, No. 6, 421 (1965).
178. Tatsukawa R., Franclin R. E. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **90**, No. 4, 460 (1966).
179. Coulson C. B. et al. J. Soil. Sci., **11**, No. 1, 20 (1960).
180. De Datta S. K. et al. Soil. Sci., **103**, No. 1, 47 (1967).
181. Lutwich L. E. et al. Scient. Agric., **32**, 603 (1952).
182. Atkinson H. J., Wright J. R. Soil Sci., **84**, No. 1, 24 (1957).
183. Himes F. L., Barber S. A. Soil. Sci. Soc. Amer. Proc., **21**, No. 4, 368 (1957).
184. Антипов-Каратаев И. Н., Цюрупа И. Г. «Почвоведение», № 8, 1 (1961).

185. Гедройц К. К. Почвенный поглощающий комплекс, растение и удобрение. М. — Л., Сельхозгиз, 1935.
186. Гинзбург И. И., Пономарева И. И. «Изв. АН СССР. Сер. геол.». Вып. 2, 1961 (1940).
187. Журавлева Е. Г. «Почвоведение», № 12, 12 (1965).
188. Rediske J. H., Selders A. A. Amer. J. Bot., **41**, No. 3, 276 (1954).
189. Romney E. M. et al. Soil Sci., **83**, No. 5, 369 (1957).
190. Vose P., Koontz H. «Hilgardia», **29**, No. 12, 575 (1960).
191. Graham E. R., Killion D. D. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **26**, No. 6, 425 (1962).
192. Кварацхелиа Н. Т., Арнаутов Г. Н. «Сообщ. АН ГрузССР». Вып. 36, № 3, 215 (1964).
193. Юдинцева Е. В. и др. «Агрохимия», № 1, 75 (1969).
194. Tsun Tien Chao et al. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **28**, No. 1, 43 (1962).
195. Emmert F. H. Physiol. plantarum, No. 3, 271 (1963).
196. Kubota J. et al. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **27**, 679 (1963).
197. Сатклифф Д. Ф. Поглощение минеральных солей растениями. М., «Мир», 1964.
198. Павлоцкая Ф. И. и др. В кн. «Радиоактивность почв и методы ее определения». М., «Наука», 1966.
199. Schulz R. K. et al. Hilgardia, **28**, No. 17, 457 (1959).
200. Nishita H., Hawthore H. A. Soil Sci., **103**, No. 5, 361 (1967).
201. Masujama H. Soil Science and Plant Nutrient, **9**, No. 4, 178 (1963).
202. De Kock P., Mitchell R. L. Soil Sci., **84**, No. 1, 55 (1957).
203. Beckwitch R. S. J. Agric. Eng. Res., **9**, No. 1, 23 (1958).
204. Карташева Е. Р. «Сельскохозяйственная биология», **3**, № 2, 173 (1963).
205. Beringer H. Z. Pflanzenernähr, Düng., Bodenkunde, **100**, No. 1, 22 (1963).
206. Essington E. H. et al. Soil Sci., **94**, No. 2, 96 (1962).
207. Essington E. H. et al. Soil Sci., **95**, No. 5, 278 (1963).
208. Семенов Д. И., Трегубенко И. П. «Тр. Ин-та биол. Уральск. фил. АН СССР». Вып. 9, 1957, стр. 20.
209. Schmid W. E., Gerloff G. C. Plant Physiol., **36**, 226 (1961).
210. Tiffin L. O., Brown I. C. Science, **135**, No. 3500, 311 (1962).
211. Tiffin L. O. Plant Physiol., **41**, No. 3, 510 (1966).
212. Tiffin L. O., Lee O. Plant Physiol., **42**, No. 10, 1427 (1967).
213. Neel J. W. et. al. U. S. Atomic Energy Common Technical Information Service Oak Ridge Tenn. U.C.L.A., **247**, 41 (1953).
214. Nishita H. et al. In: «Radioactive Fallout, Soil, Plant, Food, Man». Ed. by E. B. Fowler, Amsterdam, 1965, p. 55.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие 3
Введение 5

Глава 1. **Распределение железа-59, кобальта-60, иттрия-91 и церия-144 в системе почва — раствор** . . . 11

Поглощение радиоактивных изотопов в зависимости от свойств почв 12
Влияние pH раствора и концентрации изотопных носителей на поглощение радиоактивных изотопов почвой 16
Влияние стабильных изотопов железа и алюминия на поглощение радиоактивных изотопов почвой 23
Влияние искусственных комплексонов на поглощение радиоактивных изотопов почвой . . 26
Влияние водных экстрактов из растительного опада на поглощение радиоактивных изотопов почвой 29
Прочность фиксации радиоактивных изотопов в почве 33

Глава 2. **Миграция и распределение железа-59, кобальта-60, иттрия-91 и церия-144 в системе почва — растение** 45

Накопление радиоактивных изотопов растениями из почвы и питательных растворов . . . 45
Влияние свойств почвы на накопление радиоактивных изотопов растениями 47
Накопление радиоактивных изотопов растениями в зависимости от влажности почвы . . . 50
Влияние ЭДТА на поглощение радиоактивных изотопов растениями из почвы 53

Глава 3. **Миграция и распределение железа-59, кобальта-60, иттрия-91 и церия-144 в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов** . 62

Распределение радиоактивных изотопов в почвенно-растительном покрове 62

Влияние растительного покрова на вертикальную миграцию радиоактивных изотопов в почве . 66

Заключение 72

Литература . . 78

Молчанова Инна Владимировна
Куликов Николай Васильевич

Радиоактивные изотопы в системе почва — растение

Редактор *Л. В. Лещинская.*

Художественный редактор *А. С. Александров.*

Обложка художника *Е. В. Терехова.*

Технический редактор *С. А. Бирюкова.*

Корректор *Л. В. Галкина*

Сдано в набор 6/VIII 1971 г. Подписано к печати 30/XII 1971 г. Т-30214. Формат 84×108/32. Бумага типографская № 1. Усл. печ. л. 4,62. Уч.-изд. л. 4,49. Тираж 1250 экз. Цена 46 коп. Зак. изд. 69261. Зак. тип. 3638

Атомиздат, 103031, Москва, К-31, ул. Жданова, 5/7.

ВНИМАНИЮ ЧИТАТЕЛЕЙ!

На складах Союзкниги и Атомиздата имеется следующая литература:

РАДИОЛОГИЯ. РАДИОБИОЛОГИЯ.

РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА

Бак З. **Химическая защита от ионизирующей радиации.** Перев. с англ. 1968, 260 стр., 1 р. 52 к.

Вопросы гигиены труда на урановых рудниках и обогатительных предприятиях. Сб. статей, 1971, 116 стр., 62 коп.

Клемпарская Н. И. и др. **Радиоактивные изотопы и иммунитет.** 1969, 184 стр., 1 руб.

Романцев Е. Ф. **Радиация и химическая защита.** Изд. 2. 1968, 246 стр., 1 р. 61 к.

Свердлов А. Г. **Опосредованное действие ионизирующего излучения.** 1968, 267 стр., 1 р. 56 к.

Себрант Ю. В. **Биологическое действие внешнего бета-облучения.** 1970, 109 стр., 72 коп.

Современные проблемы радиобиологии. Т. I. Пострадиационная репарация. 1970, 335 стр., 2 р. 40 к.

Сумаруков Г. В. **Окислительное равновесие и радиочувствительность организма.** 1970, 102 стр., 57 коп.

Тимофеев-Ресовский Н. В. и др. **Применение принципа попаданий в радиобиологии.** 1968, 266 стр., 1 р. 12 к.

Шведов В. П., Патин С. А. **Радиоактивность океанов и морей.** 1968, 271 стр., 1 р. 44 к.

Заказы на книги принимает магазин № 8 *(Москва, Центр, ул. Петровка, 15, Книжный магазин № 8, Книга—почтой)* **или Атомиздат** *(Москва, 103031, ул. Жданова, 5/7, Атомиздат).*

АТОМИЗДАТ