А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

ВЫП. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ БИОГЕОЦЕНОЛОГИИ

СВЕРДЛОВСК

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

ВЫП. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ БИОГЕОЦЕНОЛОГИИ

СВЕРДЛОВСК

Печатается по постановлению
Редакционно-издательского совета
Уральского филиала АН СССР

Ответственный редактор ***В. Н. Петри***

ПОСВЯЩАЕТСЯ АКАДЕМИКУ
ВЛАДИМИРУ НИКОЛАЕВИЧУ СУКАЧЕВУ
к 85-летию СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ

ПРЕДИСЛОВИЕ

В настоящий тематический сборник, посвященный проблемам радиационной биогеоценологии, включены работы сотрудников лаборатории биофизики Института биологии УФАН СССР, в которых рассмотрены вопросы поведения различных радиоизотопов в биогеоценозах. Часть статей посвящена судьбе радиоизотопов, попадающих в пресные водоемы, и их накоплению гидробионтами; исследования проводились в лабораторных и укрупненных модельных системах. Далее идут работы, в которых приводятся данные о поведении радиоизотопов в компонентах наземных биогеоценозов; соответствующие опыты проводились как в лабораторных условиях, так и в модельных и природных биогеоценозах. Последняя статья посвящена специальному вопросу радиационной биогеоценологии: передаче инкорпорированного радиостронция от матерей к потомству у млекопитающих через плацентарный и молочный барьеры как одному из возможных путей миграции этого изотопа в биосфере. Некоторые вопросы, обсуждаемые в сборнике, уже рассматривались в кратких предварительных сообщениях. Здесь впервые более или менее полно приводится основной экспериментальный материал, который может быть использован как лабораторией, так и всеми, интересующимися вопросами радиационной биогеоценологии.

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ
Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Э. А. ГИЛЕВА

О НАКОПЛЕНИИ НЕКОТОРЫХ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ ВОДОРОСЛЯМИ

ВВЕДЕНИЕ

Проблема накопления химических элементов живыми организмами рассматривается с разных точек зрения в ряде теоретических дисциплин, среди которых в первую очередь следует назвать биогеохимию, биогеоценологию и физиологию.

В основе биогеохимии и биогеоценологии лежат идеи о неразрывной взаимосвязи и взаимообусловленности процессов, протекающих в живом и косном веществе Земли, а также о ведущей роли живых организмов в превращениях энергии и круговороте вещества биосферы. Создание биогеохимии неразрывно связано с именем В. И. Вернадского (1922[1], 1923[1], 1926[1], 1934), определившего основную задачу этой дисциплины как исследование влияния живых организмов на судьбы атомов биосферы. Одним из путей решения этой общей задачи является точное количественное изучение элементарного химического состава животных и растений (Бруновский, 1932; Бруновский, Кунашева, 1935; I. Noddack, W. Noddack, 1939; Bertrand, Voronga-Spirt, 1940; Bertrand, 1950; Black, Mitchell, 1952; Bowen, Sutton, 1951; Goldberg, 1957). Весьма важной группой организмов являются водоросли, создающие огромные массы органического вещества и вовлекающие в сферу жизни большие количества атомов химических элементов. Изучению накопления элементов пресноводными водорослями и посвящена настоящая работа.

Исследование поглощения химических элементов организмами входит также в круг проблем созданной В. Н. Сукачевым (1945, 1947, 1950) биогеоценологии, предметом которой является изучение баланса вещества и энергии в биогеоценозах и геохимических связей между отдельными биогеоценозами. Биогеоценологические исследования могут проводиться как на природных биогеоценозах, так и на экспериментальных, искусственно созданных или выделенных в природе, а также в лабораторных условиях. Методы и задачи экспериментальной биогеоценологии были сформулированы Н. В. Тимофеевым-Ресовским (1957, 1960), выделившим, кроме того, радиационную биогеоценологию в качестве раздела этой дисциплины. Радиационно-биогеоценологические эксперименты предполагают использование радиоактивных изотопов и ионизирующих излучений для исследования как процессов, протекающих в биогеоценозах в обычных условиях, так и перестроек и изменений, вызываемых в них теми или иными воздей-

[1] Цит. по изданиям 1960 г. (Вернадский, 1960а, б, в).

ствиями. Одной из биогеоценологических проблем, решение которых в значительной степени облегчается применением метода меченых атомов (использованного и в нашей работе), является изучение миграции и распределения химических элементов по живым и косным компонентам биогеоценозов, в частности, водных биогеоценозов. В этом плане должны исследоваться основные компоненты водоемов (вода, грунт, биомасса) и отдельные виды животных и растений (Агре, Корогодин, 1960; Тимофеева-Ресовская, Тимофеев-Ресовский, 1958; Тимофеева-Ресовская и др., 1959; Попова, 1960; Тимофеева-Ресовская, 1963; Hayes, Coffin, 1951; Rigler, 1956; Fontaine, Aeberhardt, 1961). Одними из важнейших компонентов водных биогеоценозов являются планктонные, бентосные и перифитонные водоросли, продуценты основной массы первичного органического вещества в водоемах (Жадин, 1950; Зернов, 1949). Изучение накопления ими химических элементов необходимо для создания полной картины баланса вещества в водных биогеоценозах.

Задачи, стоящие перед биогеохимией и биогеоценологией, требуют, в основном, феноменологического подхода к изучению накопления химических элементов живыми организмами, в отличие от физиологической проблематики, включающей в первую очередь исследование физико-химических механизмов минерального питания. Однако и чисто феноменологические данные могут быть использованы для решения некоторых общих проблем физиологии минерального питания растений, в частности, проблемы микроэлементов. В этом аспекте определенный интерес представляет изучение накопления водорослями некоторых малоизученных редких и рассеянных элементов (Арнон, 1962).

Проблема аккумуляции химических элементов живыми организмами, существенно важная для ряда теоретических дисциплин, имеет и практическое значение, в первую очередь в связи с загрязнением биосферы радиоактивностью. Сравнительное изучение способности разных групп и отдельных видов гидробионтов концентрировать радиоизотопы химических элементов необходимо для создания представлений о процессах самоочищения природных вод, а также для разработки методов индикации радиоактивных загрязнений водоемов с помощью живых организмов и почвенно-биологической дезактивации промышленных сточных вод (Марей, 1956; Тимофеева Ресовская, 1957; Поликарпов, 1960, 1961а, 1961б, 1961в; Гецова, Волкова, 1962; Тимофеев-Ресовский, 1962; Spooner, 1949; Rice, 1956; Boroughs, Chipman, Rice, 1957; Krumholz, Goldberg, Boroughs, 1957; Chipman, 1960; Lowman, 1960).

Целью и содержанием данной работы является изучение накопления радиоизотопов химических элементов типичными представителями пресноводных водорослей в свете биогеохимических и биогеоценологических идей, а также в связи с проблемой судьбы радиоактивных загрязнений биосферы.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В качестве материала для определения коэффициентов накопления 14 химических элементов было взято 12 видов пресноводных зеленых водорослей: 6 одноклеточных (*Chlamydomonas gyrus* Pasch., *Chlorella vulgaris* Beyer., *Lagerheimia* sp., *Scenedesmus acuminatus* Chodat., *Scenedesmus quadricauda* Brèb., *Stichococcus bacillaris* Naeg.) и 6 нитчатых (*Ulotrix* sp., *Cladophora fracta* Kütz., *Vaucheria terrestris* Lyngb., *Spirogyra crassa* Kütz., Sp. sp., *Mougeotia* sp.) Изучались коэффициенты накопления радиоизотопов следующих химических элементов: фосфора-32, серы-35, кальция-45, кобальта-60, цинка-65, рубидия-86, стронция-90, иттрия-91, рутения-106, кадмия-115, цезия-137, церия-144, прометия-147 и ртути-203. Эксперимен-

тальные растворы готовились на фильтрованной озерной воде с содержанием 26 *мг/л* Ca, 8,5 *мг/л* Mg, 6 *мг/л* Na, 4 *мг/л* K, 15 *мг/л* SO_4, pH=8. Радиоактивные изотопы вносились из расчета примерно 1000 *имп/мин* на 1 *мл* воды, что соответствует приблизительно 10^{-5} *кюри/л*. Весовая концентрация химических элементов в растворе (радиоактивный изотоп + + стабильные) составляла:

	моль/л		*моль/л*
для прометия	$5 \cdot 10^{-10}$	для фосфора, рубидия, кобальта и стронция .	10^{-6}
для иттрия, рутения и церия	10^{-9}	для цинка, кадмия и ртути	10^{-5}
для цезия	10^{-8}	для серы	10^{-4}
		для кальция	10^{-3}

Объем растворов с нитчатыми водорослями составлял 0,5 *л* и с одноклеточными 0,2 *л*. Сырой вес водорослей, помещенных в опытные растворы, составлял около 0,5% от веса воды. Опыты ставились в двух повторностях. Динамика накопления всех химических элементов была изучена на примере водоросли *Cladophora fracta*; в этих опытах пробы воды и растений, по три из каждой повторности, отбирались через 3, 10, 30, 100, 300, 1000, 3000, 10000 и 25000 *мин* с начала опыта. В экспериментах с другими видами водорослей пробы воды и растений отбирались через 8 и 16 суток после установления равновесия в системе раствор элемента — растение. Водные пробы выпаривались, а пробы растений после промывания в озерной воде высушивались до постоянного веса; затем те и другие просчитывались на радиометре Б-2 со счетчиком МСТ-17. Отношение радиоактивности 1 *г* сухого веса водоросли и радиоактивности 1 *мл* воды давало коэффициент накопления.

При изучении влияния концентрации химических элементов в растворе на накопление их кладофорой весовая концентрация элементов изменялась путем добавления различных количеств солей стабильных изотопов соответствующих элементов или (в экспериментах с рутением, прометием и ртутью) путем внесения разных количеств активности. Растворы разной концентрации приготовлялись на фильтрованной озерной воде, за исключением опытов с кальцием и стронцием, которые ставились на бидистилляте, и серой, где применялась дистиллированная вода. В этих случаях использовался разбавленный в 5 раз питательный раствор Кнопа, видоизменявшийся соответствующим образом. Опыты по зависимости накопления кладофорой стронция и цезия от концентрации кальция и калия в растворе также ставились на бидистилляте с применением той же питательной смеси Кнопа. Растворы разной концентрации имели одинаковый pH в пределах вариантов каждого опыта. Пробы воды и растений отбирались через 1, 2 и 4 суток. В опытах по влиянию формы нахождения иттрия в растворе на его накопление кладофорой pH варьировался путем добавления различных количеств HNO_3 и KOH. Для снижения концентрации иттрия в растворе до 10^{-12} *моль/л* в качестве радиоактивной метки использовался иттрий-90, отделенный по соответствующей радиохимической методике от стронция-90.

В экспериментах по десорбции химических элементов из кладофоры около 6 *г* водоросли (сырой вес) помещалось в раствор изотопа; затем через 3, 10, 30, 100, 300, 1000, 3000, 10000 и 25000 *мин* с начала опыта из раствора извлекались небольшие порции водорослей, часть которых использовалась для определения в них радиоактивности, а другая часть помещалась на 24 *ч* в озерную воду, служившую десорбентом. После десорбции водоросли высушивали, взвешивали и просчитывали для определения оставшейся в них активности. В конце опыта (через 25000 *мин*, то есть примерно через 18 суток) часть растений убивалась путем выдерживания в течение

5 *мин* при температуре 95° и помещалась в озерную воду на 1 месяц. Одновременно на месячную десорбцию помещалась и небольшая порция живых водорослей, после чего определяли радиоактивность живых и мертвых растений.

Во всех опытах по изучению влияния концентрации и формы нахождения элементов в растворе на накопление их кладофорой, а также в экспериментах по десорбции методика отбора и просчета проб была такой же, как при определении коэффициентов накопления.

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Динамика накопления химических элементов кладофорой. Прежде чем приступать к систематическому изучению коэффициентов накопления химических элементов водорослями необходимо было исследовать ход накопления во времени, вплоть до достижения равновесия в системе раствор элемента — растение, иными словами, до установления постоянных коэффициентов накопления, так как лишь данные, полученные в условиях равновесия, дают точное представление об аккумулятивной способности организма по отношению к тому или иному элементу. Динамика коэффициентов накопления фосфора, серы, кальция, кобальта, цинка, рубидия, стронция, иттрия, рутения, кадмия, цезия, прометия и ртути была изучена на примере *Cladophora fracta* (рис. 1—4). Коэффициенты накопления кальция и стронция достигают постоянного уровня уже к 3 *мин* с начала опыта и затем лишь колеблются вокруг среднего. Вопрос о причинах столь быстрого установления равновесия по кальцию и стронцию будет обсуждаться ниже. Остальные изученные элементы поглощаются с наибольшей интенсивностью в первые 30—100 *мин* с начала опыта. Затем накопление их замедляется, и коэффициенты постепенно достигают постоянного уровня, варьируя в дальнейшем вокруг среднего значения. Обычно стабилизация коэффициентов накопления наступает к 2—7 суткам с начала опыта. В экспериментах с водорослью *Scenedesmus quadricauda* равновесие по стронцию, иттрию, цезию и церию устанавливалось через двое суток (рис. 5).

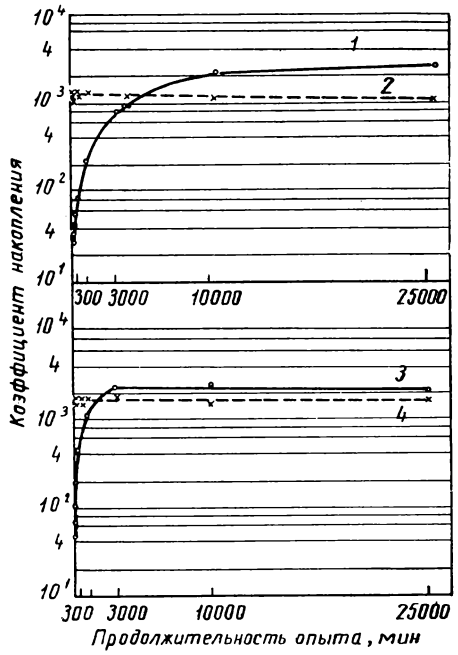


Рис. 1. Динамика накопления серы *1*, кальция *2*, рубидия *3* и стронция *4* кладофорой.

Таким образом, коэффициенты накопления химических элементов изученными водорослями, как правило, следуют в своей динамике кривым насыщения и достигают постоянного уровня через 2—7 суток с начала опыта, то есть быстрее, чем у водных животных и высших растений (Тимофеева-Ресовская и др., 1959; Тимофеева-Ресовская, 1963; Bryan, 1961). С другой стороны, бактерии обнаруживают более высокую скорость установления равновесия при накоплении химических элементов, чем водоросли (Жарова, 1961; Katayama, 1960). Быстрота стабилизации коэффициентов на-

копления у бактерий и водорослей связана, вероятно, с тем, что эти гидробионты обладают большей относительной поверхностью и более высоким темпом обмена веществ, чем высоко организованные растения и животные (Арнон, 1962).

На основании описанных выше экспериментов была определена стандартная продолжительность опытов по изучению коэффициентов накопления (16 суток) и время отбора проб (8 и 16 суток с начала опыта). Для всех изученных элементов и видов водорослей коэффициенты накопления через 8 и 16 суток оказались примерно одинаковыми и были усреднены.

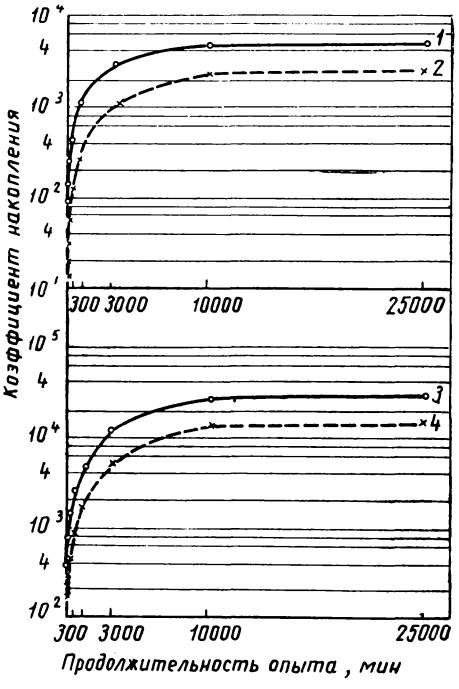


Рис. 2. Динамика накопления кобальта *1*, рутения *2*, церия *3* и кадмия *4* кладофорой.

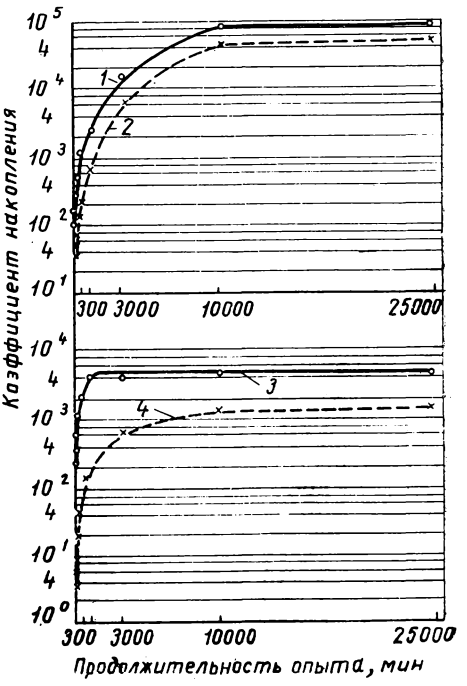


Рис. 3. Динамика накопления иттрия *1*, фосфора *2*, цинка *3* и цезия *4* кладофорой.

Коэффициенты накопления химических элементов водорослями. Результаты опытов по изучению коэффициентов накопления 14 химических элементов 12 видами водорослей приведены в табл. 1. Необходимо сразу же дать пояснения по поводу статистической обработки материала, относящегося к коэффициентам накопления. Известно, что условием применения этих методов является однородность дисперсий для всех групп данных. В нашем случае группой является совокупность результатов по повторностям при определении каждого отдельного коэффициента накопления. Воспользовавшись критерием Бартлета, мы установили, что для коэффициентов накопления дисперсии по группам нельзя считать однородными. Поэтому статистической обработке подвергались логарифмы коэффициентов, однородность дисперсий которых была показана с помощью того же критерия Бартлета.

Из табл. 1 видно, что пресноводные зеленые водоросли обладают весьма высокими коэффициентами накопления всех изученных химических элементов. Интересно сопоставить наши результаты с данными авторов, ра-

ботавших на других объектах. В табл. 2 представлены средние коэффициенты накопления ряда элементов для нескольких групп организмов; для сравнения приведены результаты наших экспериментов. Из табл. 2 и рис. 6 и 7 видно, что пресноводные зеленые водоросли почти по всем элементам дают более высокие коэффициенты накопления, чем другие водные организмы. Значительно более интенсивное накопление радиоизотопов химических элементов всеми водными растениями по сравнению с водными животными было неоднократно отмечено в ряде работ (Тимофеев-Ресовский и др., 1960; Тимофеева-Ресовская, 1963). Однако водоросли выделяются и среди растений своей высокой аккумулятивной способностью по отношению к химическим элементам. Средние коэффициенты накопления элементов водорослями превышают средние коэффициенты накопления тех же элементов другими пресноводными растениями в 2—5, а иногда более чем в 10 раз. Нужно также отметить, что водные бактерии, обладающие большей относительной клеточной поверхностью, чем водоросли, накапливают химические элементы слабее, чем изученные нами виды зеленых водорослей (Жарова, 1961; Morgan, 1961). В связи с этим интересно сравнить накопление химических элементов водорослями, относящимися к двум разным морфологическим группам — одноклеточным и нитчатым, так как известно, что отношение клеточной поверхности к объему у одноклеточных больше, чем у нитчаток. Было проведено сравнение степени накопления всех изученных элементов этими двумя группами водорослей с помощью дисперсионного анализа. Его результаты приведены в табл. 3. Оказалось, что нитчатые водоросли накапливают большинство элементов (фосфор, серу, кальций, кобальт, рубидий, стронций, рутений и цезий) сильнее, чем одноклеточные. Это показано с достоверностью ($p<0{,}001$). В накоплении же цинка, иттрия, кадмия, церия, прометия и ртути достоверной разницы между одноклеточными и нитчатыми не обнаружено. По-видимому, размеры относительной клеточной поверхности не являются определяющим фактором по отношению к степени концентрации химических элементов водорослями и водными бактериями. Следовательно, ведущая роль в процессе связывания ионов клеткой принадлежит не адсорбции на клеточной поверхности, а иным физико-химическим механизмам, возможно, тесно связанным с обменом веществ, и причины различий в накоплении химических элементов одноклеточными и нитчатыми водорослями следует искать, в первую очередь, в физиологических различиях этих групп организмов.

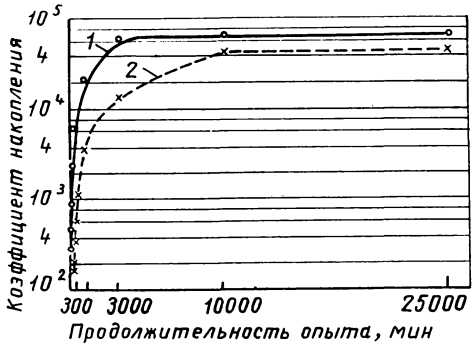


Рис. 4. Динамика накопления прометия *1* и ртути *2* кладофорой.

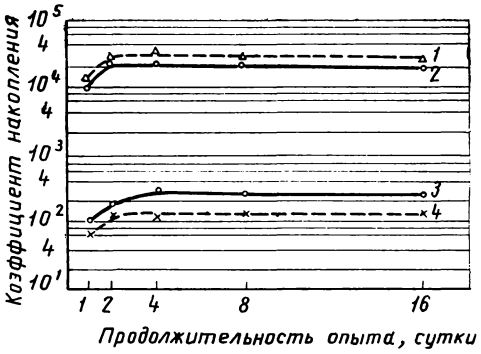


Рис. 5. Динамика накопления иттрия *1*, церия *2*, цезия *3* и стронция *4* *Scenedesmus quadricauda*.

Коэффициенты накопления 14 химических элементов 12 видами пресноводных зеленых водорослей Таблица 1

Элемент	Одноклеточные					
	Clamydomonas gyrus	*Chlorella vulgaris*	*Lagerheimia* sp.	*Scenedesmus acuminatus*	*Scenedesmus quadricauda*	*Stichococcus bacillaris*
Фосфор	545 / 490—590	370 / 290—460	310 / 295—320	7590 / 7245—7945	2960 / 2350—3700	5350 / 4570—6020
Сера	160 / 145—175	80 / 75—85	145 / 105—165	400 / 320—500	500 / 470—515	15 / 13—18
Кальций	155 / 150—160	130 / 120—145	4120 / 3715—4470	45 / 40—50	80 / 65—95	75 / 65—85
Кобальт	640 / 500—775	220 / 205—230	17500 / 14750—20450	250 / 210—300	390 / 340—425	635 / 515—740
Цинк	17450 / 16600—18320	12500 / 10700—14100	45300 / 36300—52500	5200 / 4570—5750	775 / 675—850	56300 / 51300—61650
Рубидий	1050 / 980—1115	285 / 250—300	—	260 / 240—275	420 / 375—470	610 / 550—660
Стронций	165 / 155—170	150 / 135—160	1530 / 1075—2040	105 / 95—110	130 / 120—145	135 / 120—150
Иттрий	38600 / 25700—53700	85100 / 63100—100000	25400 / 21900—28800	1530 / 1470—1600	24000 / 21600—26550	72200 / 64550—77600
Рутений	975 / 870—1050	930 / 870—1315	9000 / 8050—9860	760 / 700—825	3615 / 3270—3930	1135 / 1050—1250
Кадмий	2600 / 2400—2770	17100 / 14800—19500	—	5900 / 5370—6760	6170 / 5000—7250	17100 / 15490—18620
Цезий	1440 / 1230—1260	175 / 150—205	315 / 215—370	390 / 345—420	270 / 225—295	95 / 75—115
Церий	5150 / 4500—5880	51600 / 32360—74130	44300 / 36300—52500	38500 / 31700—42300	20700 / 18850—23300	130300 / 112200—147900
Прометий	—	10460 / 8670—11530	22050 / 16200—28200	—	76300 / 20250—91200	20500 / 17380—22900
Ртуть	—	35100 / 22500—46750	62600 / 58900—64550	—	74650 / 67600—81300	23350 / 19950—26300
Среднее	4910	15300	19380	5080	15070	23400

Таблица 1 (окончание)

Элемент	Нитчатые						Среднее по видам
	Ulotrix sp.	*Cladophora fracta*	*Vaucheria terrestris*	*Spirogyra* sp.	*Spirogyra crassa*	*Mougeotia* sp.	
Фосфор	12300 / 10700—14150	76750 / 71200—80500	28950 / 22000—36300	9300 / 7800—11200	1715 / 1445—1905	2100 / 1860—2325	12350
Сера	280 / 230—330	2600 / 2150—3100	3800 / 2100—5000	790 / 685—910	650 / 530—785	420 / 310—490	820
Кальций	470 / 405—495	1610 / 1470—1800	420 / 320—510	200 / 195—205	190 / 165—210	155 / 125—180	640
Кобальт	6250 / 5820—6530	8750 / 7600—10000	3150 / 2500—3890	5640 / 4500—6500	17000 / 16700—17300	238000 / 173000—257000	24870
Цинк	6330 / 4800—7500	6290 / 5400—7530	18600 / 18300—18950	31500 / 23850—39500	1945 / 1350—2570	37000 / 27000—49000	19900
Рубидий	1310 / 1100—1445	2300 / 2190—2630	5040 / 4500—5630	2330 / 2000—2600	340 / 305—360	4720 / 3715—5880	1700
Стронций	285 / 270—300	1910 / 1820—1995	500 / 450—560	550 / 475—620	235 / 180—295	190 / 185—195	490
Иттрий	26600 / 20400—32600	155000 / 123900—186600	35000 / 26300—41700	13990 / 12000—15300	6870 / 5250—8320	15600 / 14800—16200	41650
Рутений	12500 / 11300—13400	3080 / 2650—3260	22300 / 18600—25700	3200 / 3000—3420	2175 / 1950—2345	9300 / 8470—10200	5315
Кадмий	—	16200 / 13700—18800	6000 / 5300—6650	—	3520 / 3020—3980	2810 / 2580—3050	8600
Цезий	445 / 390—515	1500 / 1450—1570	585 / 525—630	1920 / 1730—2050	275 / 250—300	2645 / 2275—2780	830
Церий	28800 / 23200—3400	38100 / 35300—40950	16350 / 11300—19000	12800 / 11450—114050	44200 / 33000—57500	5420 / 5025—5715	36350
Прометий	61500 / 52000—70300	72750 / 63100—83200	44400 / 36660—51200	3000 / 2550—3300	3400 / 2510—4630	29900 / 23500—34300	34450
Ртуть	27800 / 23500—32000	46000 / 41200—51000	70200 / 59000—81300	272000 / 218800—316200	22700 / 20900—25100	35000 / 31200—39500	66940
Среднее	14220	30920	18160	25520	7520	27380	

Примечание. В знаменателе — границы доверительных интервалов для 5-процентного уровня значимости.

До сих пор мы сравнивали накопление химических элементов крупными группами животных и растений. Однако нельзя забывать, что внутри этих групп имеются виды, отличающиеся необычно высокой способностью концентрировать тот или иной элемент. Такие организмы играют особенно

Таблица 2

Коэффициенты накопления четырнадцати химических элементов различными группами водных организмов

Элемент	Пресноводные животные (по Тимофеевой-Ресовской, 1963)	Пресноводные высшие растения (по Тимофеевой-Ресовской, 1963)	Водные бактерии и водоросли (по Morgan, 1961)	Морские водоросли (по Виноградову, 1935—1944)	Наши данные
Фосфор	8075	6500	9800	45300	12350
Сера	55	125	—	15	820
Кальций	80	330	—	135	640
Кобальт	1405	6355	1245	5325	24870
Цинк	2400	7350	32600	1500	19900
Рубидий	245	1135	—	90	1700
Стронций	305	430	2700	40	490
Иттрий	765	6535	13300	—	41650
Рутений	1580	480	6550	—	5315
Кадмий	1420	25	—	5700	8600
Цезий	325	475	465	—	830
Прометий	705	—	9020	—	34450
Церий	5730	7035	10120	—	36350
Ртуть	845	6000	—	—	66940

важную роль в судьбе ряда химических элементов, и одной из задач биогеохимии является выделение и изучение этих «специфических накопителей» (Тимофеева-Ресовская и др. 1961). При общем высоком уровне накопления всех элементов изученными нами водорослями, некоторые виды выде-

Таблица 3

Результаты дисперсионного анализа материала по коэффициентам накопления 14 химических элементов одноклеточными и нитчатыми водорослями

Род дисперсии	S	k	v	F	p
P, S, Ca, Co, Rb, Sr, Ru, Cs					
Элементы	29,35	7	4,19		
Виды водорослей	8,58	11	0,78		
Одноклеточные—нитчатые	6,08	1	6,08	19,00	<0,001
Ошибка (остаточная)	24,00	75	0,32		
Общая	68,01	94			
Zn, Y, Cd, Ce, Pm, Hg					
Элементы	9,35	5	1,87		
Виды водорослей	0,54	11	0,49		
Одноклеточные—нитчатые	0,73	1	0,73	2,70	>0,05
Ошибка (остаточная)	12,69	47	0,27		
Общая	23,31	64			

ляются особенно интенсивной аккумуляцией одного или нескольких элементов. В качестве примера можно назвать *Cladophora fracta*, давшую чрезвычайно высокие коэффициенты накопления фосфора (76750) и иттрия

(155000), а также *Spirogyra* sp. (коэффициент накопления ртути 272000), *Mougeotia* sp. (коэффициент накопления кобальта 238000) и т. д.

Таким образом, разные группы и виды водорослей обнаруживают вполне реальные различия в степени накопления одного и того же химического элемента, однако, как видно из табл. 1, вариации в накоплении одного элемента разными видами водорослей значительно меньше, чем различия в степени накопления разных элементов одним видом, причем соотношение коэффициентов накопления отдельных элементов сохраняется при переходе от вида к виду. Чтобы проверить, насколько достоверны различия

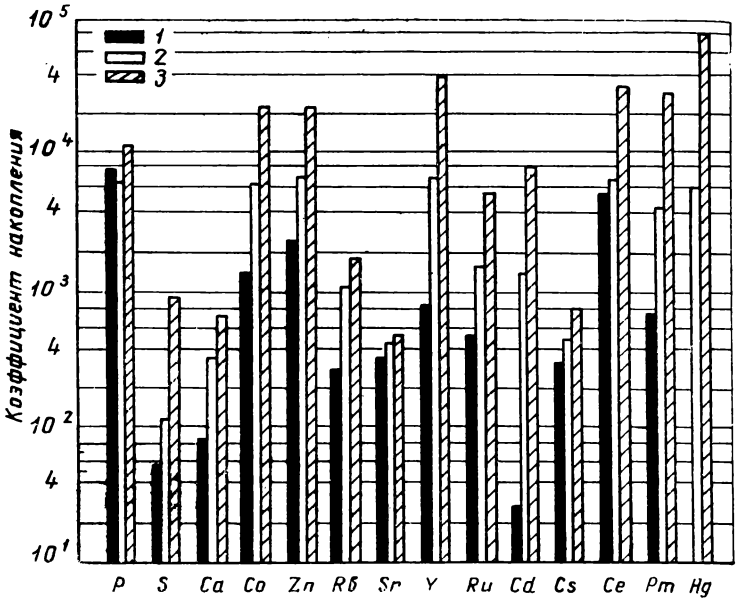


Рис. 6. Коэффициенты накопления 14 химических элементов, усредненные по группам гидробионтов:
1 — животными; *2* — высшими растениями; *3* — водорослями.

в вариабильности коэффициентов накопления по видам и по элементам, был проведен анализ дисперсий по коэффициентам накопления 14 химических элементов водорослями:

Род дисперсии	S	k	v	F
Элементы	97,19	13	7,476	6,16
Виды водорослей .	13,36	11	1,214	—

Дисперсия по элементам превышает дисперсию по видам более чем в 6 раз. Следовательно, в общем случае, величина коэффициента накопления определяется в первую очередь химической индивидуальностью элемента, а уже затем — спецификой вида-накопителя. Поэтому возникает возможность дать классификацию химических элементов по степени накопления их водорослями. Изученные нами элементы можно разделить на следующие группы:

1. Группа относительно слабо накапливаемых элементов (коэффициенты накопления исчисляются сотнями): сера, кальций, стронций и цезий.

2. Промежуточная группа (коэффициенты накопления, в основном, порядка тысяч): фосфор, кобальт, рубидий, рутений и кадмий.

3. Группа наиболее интенсивно накапливаемых элементов (коэффициенты накопления порядка десятков тысяч): цинк, иттрий, церий, прометий и ртуть.

Интересно, что химически близкие элементы, как правило, находятся в одной и той же группе этой условной классификации (щелочноземельные металлы кальций и стронций; редкоземельные — иттрий, церий и прометий). Даже в тех случаях, когда элементы-аналоги отнесены к разным группам (цезий и рубидий; цинк, кадмий и ртуть), их коэффициенты накопления достаточно близки.

Как было указано выше, сера, кальций, стронций и цезий дают наиболее низкие коэффициенты накопления. По-видимому, одним из факторов, снижающих их относительное накопление водорослями, является сравнительно высокое содержание в использованной для наших опытов озерной воде этих элементов (в случае серы и кальция) и их аналогов: кальций может снижать накопление стронция, калий — накопление цезия (Тимофеева, 1961; Menzel, 1954; Cline, Hungate, 1960). Действительно, в специальных опытах было показано, что снижение концентрации в растворе химических элементов (серы, кальция и стронция) и их аналогов (кальция в случае стронция и калия в случае цезия) в 10—100 раз по сравнению с содержанием их в озерной воде превышает накопление серы, кальция, стронция и в 4—10 раз — цезия (табл. 4—6).

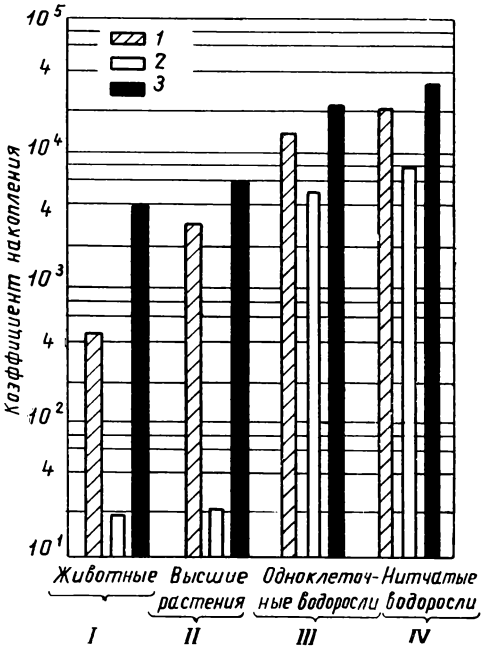


Рис. 7. Коэффициенты накопления химических элементов группами гидробионтов:

I — животными; *II* — высшими растениями; *III* — одноклеточными водорослями; *IV* — нитчатыми водорослями. Коэффициенты: *1* — средний; *2* — наименьший средний; *3* — наибольший средний.

Таблица 4

Зависимость коэффициентов накопления кладофорой стронция от концентрации кальция в растворе

Концентрация в растворе, *моль/л*	8 суток	16 суток
10^{-6}	2710	2735
10^{-5}	2155	2700
10^{-4}	1265	1400
10^{-3}	250	235
10^{-2}	30	30

Таблица 5

Зависимость коэффициентов накопления кладофорой цезия от концентрации калия в растворе

Концентрация в растворе *моль/л*	8 суток	16 суток
10^{-6}	2310	3450
10^{-5}	2600	3590
10^{-4}	600	800
10^{-3}	100	135
10^{-2}	30	50

В ходе дальнейшего обсуждения приведенной выше классификации химических элементов по степени накопления их водорослями интересно сопоставить ее с результатами экспериментов других авторов, работавших по различным методикам с однообразными организмами. Литературные данные (часть которых приводится в табл. 2) показывают, что, несмотря

Таблица 6

Накопление кладофорой различных элементов из растворов разной концентрации

Концентрация в растворе, *моль/л*	1 сутки		2 суток		4 суток	
	Концентрация в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	Коэффициент накопления	Концентрация в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	Коэффициент накопления	Концентрация в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	Коэффициент накопления
Сера						
10^{-5}	$4{,}00\cdot10^{-4}$	40	$5{,}5,\cdot10^{-4}$	55	$2{,}45\cdot10^{-3}$	245
10^{-4}	$1{,}00\cdot10^{-3}$	10	$3{,}00\cdot10^{-3}$	30	$5{,}00\cdot10^{-3}$	50
10^{-3}	$7{,}00\cdot10^{-3}$	7	$2{,}00\cdot10^{-2}$	25	$1{,}50\cdot10^{-2}$	15
10^{-2}	$5{,}00\cdot10^{-2}$	5	$5{,}00\cdot10^{-2}$	5	$1{,}00\cdot10^{-1}$	10
10^{-1}	$2{,}00\cdot10^{-1}$	2	$3{,}00\cdot10^{-1}$	3	$6{,}00\cdot10^{-1}$	6
Кальций						
10^{-5}	$1{,}87\cdot10^{-2}$	1870	$2{,}29\cdot10^{-2}$	2290	$2{,}02\cdot10^{-2}$	2020
$3\cdot10^{-5}$	$5{,}55\cdot10^{-2}$	1850	$7{,}38\cdot10^{-2}$	2460	$6{,}00\cdot10^{-2}$	2000
10^{-4}	$1{,}16\cdot10^{-1}$	1160	$1{,}59\cdot10^{-1}$	1590	$1{,}30\cdot10^{-1}$	1300
$3\cdot10^{-4}$	$2{,}40\cdot10^{-1}$	800	$2{,}56\cdot10^{-1}$	855	$2{,}01\cdot10^{-1}$	670
10^{-3}	$2{,}15\cdot10^{-1}$	215	$2{,}80\cdot10^{-1}$	280	$2{,}60\cdot10^{-1}$	260
$3\cdot10^{-3}$	$3{,}30\cdot10^{-1}$	110	$3{,}60\cdot10^{-1}$	120	$3{,}00\cdot10^{-1}$	100
10^{-2}	$4{,}00\cdot10^{-1}$	40	$4{,}00\cdot10^{-1}$	40	$3{,}50\cdot10^{-1}$	35
Фосфор						
10^{-6}	$2{,}36\cdot10^{-3}$	2360	$3{,}48\cdot10^{-3}$	3480	$5{,}39\cdot10^{-3}$	5390
10^{-5}	$3{,}03\cdot10^{-2}$	3030	$4{,}83\cdot10^{-2}$	4830	$4{,}80\cdot10^{-2}$	4800
10^{-4}	$4{,}95\cdot10^{-2}$	495	$6{,}35\cdot10^{-2}$	635	$7{,}00\cdot10^{-2}$	700
10^{-3}	$1{,}20\cdot10^{-1}$	120	$2{,}10\cdot10^{-1}$	210	$2{,}75\cdot10^{-1}$	275
10^{-2}	$1{,}50\cdot10^{-1}$	15	$3{,}00\cdot10^{-1}$	30	$2{,}00\cdot10^{-1}$	20
Кобальт						
10^{-7}	$1{,}48\cdot10^{-4}$	1480	$1{,}87\cdot10^{-4}$	1870	$3{,}24\cdot10^{-4}$	3240
10^{-6}	$1{,}19\cdot10^{-3}$	1190	$1{,}62\cdot10^{-3}$	1620	$2{,}90\cdot10^{-3}$	2900
10^{-5}	$6{,}45\cdot10^{-3}$	645	$7{,}00\cdot10^{-3}$	700	$1{,}12\cdot10^{-2}$	1120
10^{-4}	$4{,}20\cdot10^{-2}$	420	$5{,}00\cdot10^{-2}$	500	$7{,}35\cdot10^{-2}$	735
10^{-3}	$2{,}30\cdot10^{-1}$	230	$1{,}70\cdot10^{-1}$	170	$5{,}35\cdot10^{-1}$	535
10^{-2}	$6{,}00\cdot10^{-1}$	60	$1{,}00\cdot10^{0}$	100	$1{,}90\cdot10^{0}$	190
Рубидий						
$5\cdot10^{-6}$	$1{,}55\cdot10^{-3}$	310	$5{,}25\cdot10^{-3}$	1050	$8{,}72\cdot10^{-3}$	1745
10^{-5}	$2{,}85\cdot10^{-3}$	285	$1{,}10\cdot10^{-2}$	1100	$1{,}62\cdot10^{-2}$	1625
$5\cdot10^{-5}$	$1{,}30\cdot10^{-2}$	260	$4{,}92\cdot10^{-2}$	985	$1{,}05\cdot10^{-1}$	2100
10^{-4}	$2{,}65\cdot10^{-2}$	265	$1{,}06\cdot10^{-1}$	1060	$1{,}85\cdot10^{-1}$	1850
$5\cdot10^{-4}$	$1{,}10\cdot10^{-1}$	220	$1{,}85\cdot10^{-1}$	370	$3{,}25\cdot10^{-1}$	650
10^{-3}	$2{,}00\cdot10^{-1}$	200	$2{,}05\cdot10^{-1}$	205	$3{,}85\cdot10^{-1}$	385
$5\cdot10^{-3}$	$3{,}00\cdot10^{-1}$	60	$4{,}00\cdot10^{-1}$	80	$5{,}50\cdot10^{-1}$	110

Таблица 6 (окончание)

Концентрация в растворе, *моль/л*	1 сутки		2 суток		4 суток	
	Концентрация в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	Коэффициент накопления	Концентрация в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	Коэффициент накопления	Концентрация в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	Коэффициент накопления
Стронций						
10^{-7}	$3,90\cdot10^{-5}$	390	$3,75\cdot10^{-5}$	375	$4,15\cdot10^{-5}$	415
$3\cdot10^{-7}$	$1,08\cdot10^{-4}$	360	$1,31\cdot10^{-4}$	435	$1,20\cdot10^{-4}$	400
10^{-6}	$3,65\cdot10^{-4}$	365	$4,30\cdot10^{-4}$	430	$4,10\cdot10^{-4}$	410
$3\cdot10^{-6}$	$8,31\cdot10^{-4}$	275	$1,05\cdot10^{-3}$	350	$1,00\cdot10^{-3}$	335
10^{-5}	$4,25\cdot10^{-3}$	425	$4,50\cdot10^{-3}$	450	$4,40\cdot10^{-3}$	440
10^{-4}	$3,30\cdot10^{-2}$	330	$3,60\cdot10^{-2}$	360	$3,55\cdot10^{-2}$	355
10^{-3}	$1,75\cdot10^{-1}$	175	$2,20\cdot10^{-1}$	220	$2,00\cdot10^{-1}$	200
Иттрий						
10^{-12}	$1,24\cdot10^{-8}$	12400	$1,40\cdot10^{-8}$	14000	$2,07\cdot10^{-8}$	20700
10^{-11}	$1,16\cdot10^{-7}$	11600	$1,38\cdot10^{-7}$	13800	$2,25\cdot10^{-7}$	22500
10^{-10}	$1,30\cdot10^{-6}$	13000	$1,44\cdot10^{-6}$	14400	$2,18\cdot10^{-6}$	21800
10^{-9}	$1,33\cdot10^{-5}$	13300	$1,23\cdot10^{-5}$	12300	$2,84\cdot10^{-5}$	28400
10^{-8}	$1,27\cdot10^{-4}$	12700	$1,42\cdot10^{-4}$	14200	$2,18\cdot10^{-4}$	21800
10^{-7}	$1,32\cdot10^{-3}$	13200	$1,62\cdot10^{-3}$	16200	$2,26\cdot10^{-3}$	22600
10^{-6}	$6,26\cdot10^{-3}$	6260	$8,10\cdot10^{-3}$	8100	$1,12\cdot10^{-2}$	11200
10^{-5}	$3,44\cdot10^{-2}$	3440	$4,31\cdot10^{-2}$	4310	$7,39\cdot10^{-2}$	7390
10^{-4}	$2,54\cdot10^{-1}$	2540	$2,71\cdot10^{-1}$	2710	$5,00\cdot10^{-1}$	5000
10^{-3}	$1,24\cdot10^{0}$	1240	$1,45\cdot10^{0}$	1450	$2,10\cdot10^{0}$	2100
10^{-2}	$1,10\cdot10^{0}$	110	$1,15\cdot10^{0}$	115	$1,50\cdot10^{0}$	150
Рутений						
10^{-10}	$3,30\cdot10^{-8}$	330	$4,30\cdot10^{-8}$	430	$6,30\cdot10^{-8}$	630
$3\cdot10^{-10}$	$8,85\cdot10^{-7}$	285	$9,30\cdot10^{-8}$	310	$1,80\cdot10^{-7}$	600
10^{-9}	$2,60\cdot10^{-7}$	260	$4,15\cdot10^{-7}$	415	$6,25\cdot10^{-7}$	625
$3\cdot10^{-9}$	$9,00\cdot10^{-7}$	300	$1,02\cdot10^{-6}$	340	$1,99\cdot10^{-6}$	665
10^{-8}	$2,55\cdot10^{-6}$	255	$4,20\cdot10^{-6}$	420	$6,10\cdot10^{-6}$	610
Церий						
$3\cdot10^{-9}$	$4,65\cdot10^{-6}$	1550	$6,87\cdot10^{-6}$	2290	$2,67\cdot10^{-5}$	8890
10^{-8}	$1,43\cdot10^{-5}$	1430	$8,25\cdot10^{-5}$	8250	$2,33\cdot10^{-4}$	23300
$3\cdot10^{-8}$	$5,04\cdot10^{-5}$	1680	$2,03\cdot10^{-4}$	6760	$3,75\cdot10^{-4}$	12500
10^{-7}	$1,56\cdot10^{-4}$	1560	$7,21\cdot10^{-4}$	7210	$1,54\cdot10^{-3}$	15400
$3\cdot10^{-7}$	$3,63\cdot10^{-4}$	1210	$1,11\cdot10^{-3}$	3695	$1,25\cdot10^{-3}$	4160
10^{-6}	$7,15\cdot10^{-4}$	715	$2,74\cdot10^{-3}$	2740	$6,19\cdot10^{-3}$	6190
$3\cdot10^{-6}$	$1,77\cdot10^{-3}$	590	$2,89\cdot10^{-3}$	965	$7,77\cdot10^{-3}$	2590
10^{-5}	$6,90\cdot10^{-3}$	690	$2,02\cdot10^{-2}$	2020	$7,49\cdot10^{-2}$	7490
$3\cdot10^{-5}$	$3,42\cdot10^{-2}$	1140	$7,71\cdot10^{-2}$	2570	$1,98\cdot10^{-1}$	6600
Прометий						
10^{-10}	$1,59\cdot10^{-6}$	15900	$2,59\cdot10^{-6}$	25900	$3,48\cdot10^{-6}$	34800
$3\cdot10^{-10}$	$5,25\cdot10^{-6}$	17500	$6,96\cdot10^{-6}$	23200	$9,63\cdot10^{-6}$	32100
10^{-9}	$1,09\cdot10^{-5}$	10900	$2,23\cdot10^{-5}$	22300	$4,57\cdot10^{-5}$	45700
$3\cdot10^{-9}$	$2,19\cdot10^{-5}$	7310	$4,59\cdot10^{-5}$	15300	$8,91\cdot10^{-5}$	29700
10^{-8}	$5,29\cdot10^{-5}$	5290	$9,92\cdot10^{-5}$	9920	$1,19\cdot10^{-4}$	11900
$3\cdot10^{-8}$	$1,57\cdot10^{-4}$	5240	$1,78\cdot10^{-4}$	5930	$2,96\cdot10^{-4}$	9860

на значительные различия в абсолютных величинах коэффициентов накопления элементов разными группами организмов, соотношение между накоплением различных элементов в целом одинаково для всех изученных морских и пресноводных организмов: животных, высших растений, водорослей и бактерий (Виноградов, 1935—1944; Тимофеева-Ресовская, 1963; Black, Mitchell, 1952; Morgan, 1961). Иными словами, предложенная нами условная классификация в общем применима к накоплению химических элементов всеми изученными в настоящее время группами гидробионтов.

3. ВЛИЯНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ И ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В РАСТВОРЕ НА НАКОПЛЕНИЕ ИХ КЛАДОФОРОЙ

В предыдущем разделе показано, что величины коэффициентов накопления химических элементов зависят как от систематического положения организма-накопителя, так и от физико-химических характеристик элемента и среды. Одним из важнейших физико-химических факторов, существенно влияющих на накопление элементов и поддающихся довольно стро-

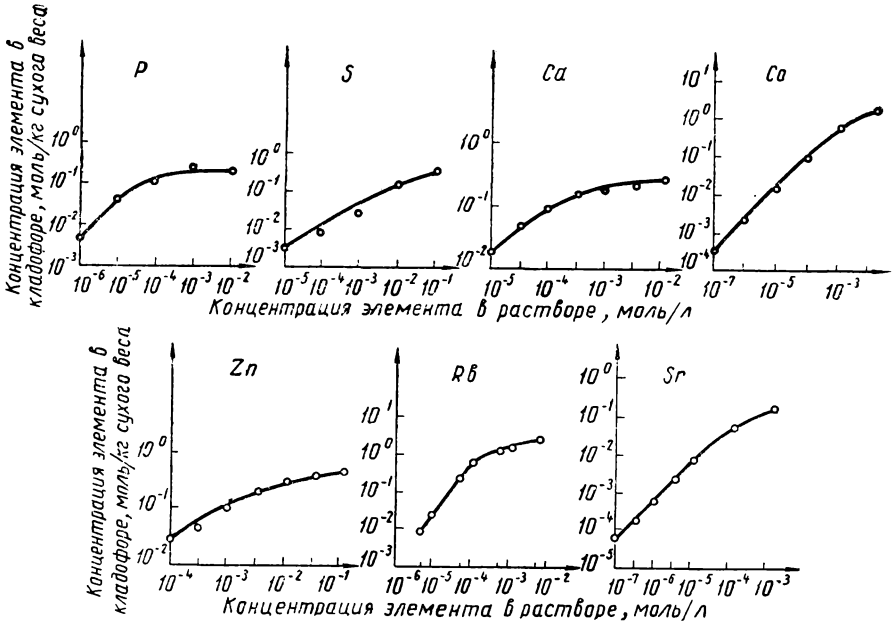


Рис. 8. Зависимость накопления кладофорой фосфора, серы, кальция, кобальта, цинка, рубидия и стронция от концентрации этих элементов в растворе.

гому контролю, является концентрация элемента в среде. В природных водах, особенно в водах континентальных водоемов, содержание химических элементов варьирует весьма значительно, влияя, без сомнения, на аккумуляцию животными и растениями различных элементов и их радиоактивных изотопов. Лабораторные эксперименты в этом направлении помогут составить хотя бы общее представление о существующей в природе зависимости между концентрацией элемента в среде и накоплением его живыми организмами.

Ниже излагаются результаты опытов по изучению влияния концентрации 14 химических элементов в растворе на накопление их кладофорой, а также результаты экспериментов по влиянию физико-химического состоя-

ния иттрия в растворе на накопление его кладофорой (табл. 6, 7, 8; рис. 8, 9). В конце главы обсуждается вопрос о роли комплексообразования как одного из возможных механизмов связывания химических элементов растениями. Из рисунков и таблиц видно, что в области микроконцентраций (от 10^{-12} до 10^{-5}—10^{-3} *моль/л*) наблюдается прямо пропорциональная зависимость между концентрацией элементов в среде и абсолютным накоплением их кладофорой. Коэффициенты накопления химических элементов в этом интервале концентраций не зависят от содержания элемента в растворе. Исключением являются иттрий и прометий: коэффициенты накопления их кладофорой в области микроконцентраций не остаются неизменными. Изу-

Таблица 7

Накопление кладофорой цинка и кадмия из растворов разной концентрации (усредненные данные)

Концентрация Zn		Коэффициент накопления	Концентрация Cd		Коэффициент накопления
в растворе, *моль/л*	в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества		в растворе, *моль/л*	в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	
10^{-4}	$3,10\cdot10^{-2}$	310	10^{-6}	$3,40\cdot10^{-3}$	3400
$3\cdot10^{-4}$	$5,25\cdot10^{-2}$	175	10^{-5}	$1,81\cdot10^{-2}$	1810
10^{-3}	$1,20\cdot10^{-1}$	120	10^{-4}	$7,65\cdot10^{-2}$	765
$3\cdot10^{-3}$	$2,10\cdot10^{-1}$	70	10^{-3}	$2,20\cdot10^{-1}$	220
10^{-2}	$3,50\cdot10^{-1}$	35	10^{-2}	$6,50\cdot10^{-1}$	65
$3\cdot10^{-2}$	$6,00\cdot10^{-1}$	20	10^{-1}	$8,00\cdot10^{-1}$	8
10^{-1}	$8,00\cdot10^{-1}$	8			

чению особенностей поведения этих элементов в зависимости от концентрации посвящены специальные опыты, которые будут описаны ниже. Как уже указывалось, коэффициенты накопления остальных элементов оста-

Таблица 8

Накопление кладофорой цезия и ртути из растворов разной концентрации (усредненные данные)

Концентрация Cs		Коэффициент накопления	Концентрация Hg		Коэффициент накопления
в растворе, *моль/л*	в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества		в растворе, *моль/л*	в кладофоре, *моль/кг* сухого вещества	
10^{-9}	$3,15\cdot10^{-7}$	315	$3\cdot10^{-6}$	$5,70\cdot10^{-3}$	1900
10^{-8}	$1,05\cdot10^{-6}$	105	10^{-5}	$1,55\cdot10^{-2}$	1550
10^{-7}	$1,80\cdot10^{-5}$	180	$3\cdot10^{-5}$	$8,13\cdot10^{-2}$	2710
10^{-6}	$1,30\cdot10^{-4}$	130	10^{-4}	$2,34\cdot10^{-1}$	2340
10^{-5}	$1,35\cdot10^{-3}$	135	$3\cdot10^{-4}$	$9,81\cdot10^{-1}$	3270
10^{-4}	$1,65\cdot10^{-2}$	165			
10^{-3}	$1,55\cdot10^{-1}$	155			

ются постоянными во всей области микроконцентраций; независимость коэффициентов накопления химических элементов живыми организмами от содержания элементов в растворе в пределах низких концентраций была показана и другими авторами для целого ряда бактерий и растений, таких как *Shigella dysenteriae* YR (Guel in, Lepine, 1961), *Escherichia coli* (Katayama, 1960), *Chlorella, pyrenoidosa* (Knauss, Porter, 1954; Williams, 1960; Williams, Swanson, 1958), диатомовые водоросли (Goldberg, Walker, Whisenand, 1951; Goldberg, 1952), *Rhodymenia palmata* (Scott, 1954), *Porphyra laciniata* (Jones, 1960), элодея, роголистник, ряска и уруть (Тимофеева-Ресовская и др., 1959; Титлянова, Иванов, 1961), фасоль (Редиске и Хан-

гейт, 1958; Rediske, Selders, 1953), хлопчатник (Van Schoor, 1957), табак (Homès, Van Schoor, 1957) и т. д. На основании этих работ можно сделать вывод, что пропорциональность между накоплением элемента растениями и содержанием его в среде наблюдается, как правило, от самых низких концентраций элемента в растворе (10^{-9}—10^{-8} *моль/л* — в цитируемых работах) до 10^{-4}—10^{-3} *моль/л*, изредка — до 10^{-2} *моль/л*. Как уже отмечалось некоторыми авторами (Насонов, 1959; Титлянова, Иванов, 1961), накопление растениями химических элементов из растворов в области микроконцентраций подчиняется закону Генри

$$\frac{C_1}{C_2} = \text{const},$$

где C_1 — концентрация элемента в твердой фазе (растение);
C_2 — концентрация его в жидкой фазе.

Иными словами, коэффициенты накопления $\left(\frac{C_1}{C_2}\right)$ в области микроконцентраций не зависят от содержания элемента в растворе. В дальнейшем изложении этот вывод будет уточнен и несколько расширен.

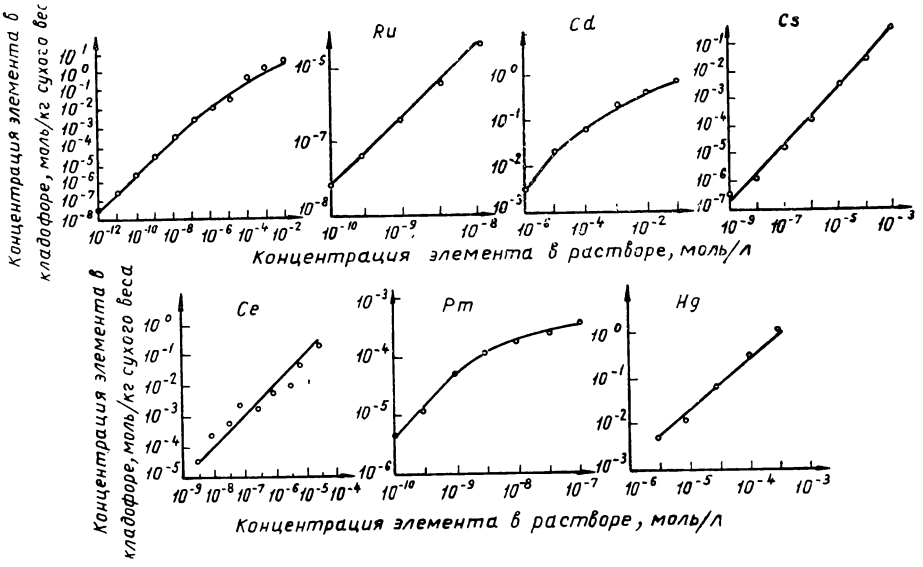


Рис. 9. Зависимость накопления кладофорой иттрия, рутения, кадмия, цезия, церия, прометия и ртути от концентрации этих элементов в растворе.

Из таблиц и рисунков видно, что с повышением концентрации элемента в растворе выше 10^{-5} *моль* — 10^{-3} *моль* коэффициенты накопления начинают падать, хотя абсолютное накопление (содержание элемента на 1 *г* сухого веса водоросли) сначала продолжает расти. При достаточно высокой концентрации элемента в среде может наступить «насыщение» им растения, и при дальнейшем увеличении концентрации элемента в растворе абсолютное содержание его в водоросли остается постоянным. Для фосфора такое «насыщение» наступало при концентрации раствора 10^{-3} *моль*. Кальций, цинк и кадмий также дают кривые, близкие к насыщению. Подобный же ход накопления химических элементов в области макроконцентраций отмечали исследователи и для других растений (Knauss, Porter, 1954; Higinbotham, Hanson, 1955).

Как уже отмечалось, поведение иттрия и прометия при накоплении их кладофорой из растворов разной концентрации отличается от поведения

других изученных нами элементов. Независимость коэффициентов накопления иттрия кладофорой от концентрации его в растворе (см. табл. 6) наблюдается лишь до концентрации 10^{-6} *моль/л*, в то время как коэффициенты накопления большинства других элементов начинают падать лишь с концентраций 10^{-4}—10^{-3} *моль/л*. Можно предполагать, что снижение коэффициентов накопления иттрия при концентрации 10^{-6} *моль/л* объясняется образованием коллоидов гидроокиси $Y(OH)_3$, произведение растворимости которой, равное 10^{-26}, достигается в нашем случае именно при концентрации иттрия 10^{-6} *моль/л* ($pH_{раствора} = 7$). Для проверки этого предположения было поставлено две серии опытов по влиянию pH среды на накопление иттрия кладофорой. В первой серии концентрация иттрия в растворах составляла 10^{-9} *моль/л*, во второй — 10^{-12} *моль/л*. Известно, что поглощение растением катионов растет с увеличением pH (Arnon, Fratzke, Johnson, 1942; Scott, 1954; Fawzy, Overstreet, Jacobson, 1954). Подобной же зависимости накопления иттрия от pH среды можно было бы ожидать и в нашем случае; однако, если образование коллоидов действительно снижает доступность этого элемента клеткам кладофоры, в опыте должно наблюдаться падение коэффициентов накопления иттрия: в первой серии (концентрация иттрия в растворах 10^{-9} *моль/л*) при pH = 8 и во второй серии (концентрация иттрия 10^{-12} *моль/л*) при pH=9, так как именно при этих pH достигается произведение растворимости $Y(OH)_3$. Результаты опытов, представленные в табл. 9 (каждая цифра которой является усреднением из 12 повторностей) и на рис. 10, находятся в полном соответствии

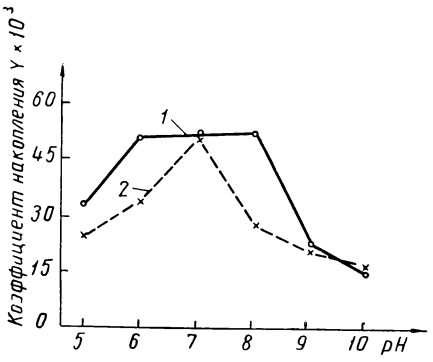


Рис. 10. Зависимость коэффициентов накопления иттрия кладофорой от pH среды:
1 — 10^{-12} *моль/л* раствора; *2* — 10^{-9} *моль/л* раствора

Таблица 9

Влияние pH среды на коэффициенты накопления кладофорой иттрия из растворов двух разных концентраций

pH раствора	Коэффициенты накопления при концентрации Y в растворе							
	10^{-9} *моль/л*				10^{-12} *моль/л*			
	1 сутки	2 суток	4 суток	8 суток	1 сутки	2 суток	4 суток	8 суток
5	11450	16650	22000	22350	7400	8700	13660	34250
6	14100	26050	31000	35800	6910	9000	26250	53250
7	12850	33070	40780	53850	7545	9700	25750	55400
8	6450	18020	21800	27400	7710	14300	26000	54600
9	5050	11200	14250	19200	3205	5000	10900	19275
10	3440	7600	13600	16200	3200	5800	9800	15800

с нашим предположением о влиянии образования гидроокиси иттрия на накопление его кладофорой. Повышение pH раствора от 7 до 8 в первой серии опытов и от 8 до 9 во второй вызывало снижение коэффициентов накопления иттрия примерно в два раза. Сдвиг переходных значений pH при разных концентрациях иттрия в растворе свидетельствует о том, что падение коэффициентов накопления объясняется не прямым воздействием изменяющегося pH, а образованием коллоидов гидроокиси. Статистическая обработка показала высокую достоверность полученных нами резуль-

татов. Методом дисперсионного анализа была доказана достоверность разницы в общем ходе кривых *1* и *2* (рис. 10); его результаты сведены в табл. 10. Затем с помощью критерия *t* было показано отсутствие реальной разницы между коэффициентами накопления, полученными нами для концентраций

Таблица 10

Данные дисперсионного анализа опыта по влиянию pH среды на коэффициенты накопления кладофорой иттрия из растворов двух разных концентраций
(на восьмые сутки с начала опыта)

Род дисперсии	S	k	v	F	p
pH:					
регрессия	1,92	1	1,92	4,08	$<0,05$
отклонение от линейности	9,08	4	2,27	4,82	$<0,005$
Концентрация	1,86	1	1,86	3,95	$\approx 0,05$
pH-концентрация	7,15	5	1,43	3,04	$<0,01$
Ошибка (остаточная) . .	62,05	132	0,47		
Общая	82,06	143			

10^{-9} *моль* и 10^{-12} *моль* при pH=7 ($t=1,83$; $p>0,05$) и наличие достоверной разницы между коэффициентами накопления иттрия из растворов двух различных концентраций при pH=8 ($t=3,05$; $p<0,01$). Таким образом, физико-химическое состояние элемента в растворе оказывает влияние на накопление его водорослями. Явление пониженной доступности для растений коллоидной формы химических элементов, по сравнению с ионной, может представлять интерес с точки зрения исследования механизмов поступления минеральных веществ в клетку (например, при оценке роли диффузии).

По-видимому, именно образованием коллоидов гидроокиси объясняется и отсутствие линейной зависимости между содержанием прометия в растворе и накоплением его кладофорой в области микроконцентраций (см. табл. 6). Начиная с концентрации $3 \cdot 10^{-9}$ *моль*, происходит понижение коэффициентов накопления прометия. К сожалению, произведение растворимости гидроокиси прометия неизвестно, и проверить экспериментально, имеет ли здесь место то же явление, что и в случае иттрия, нам не удалось. Но, в силу химической близости редкоземельных элементов, к которым относятся иттрий и прометий, можно предполагать, что произведения растворимости $Pm(OH)_3$ и гидроокисей других лантанидов весьма близки (обычно они колеблются от 10^{-24} до 10^{-28}, Коренмах, 1955); в таком случае, образование гидроокиси прометия при pH=8 должно происходить именно в том диапазоне концентраций, который изучался в нашем опыте.

Утверждение о постоянстве коэффициентов накопления химических элементов растениями в области микроконцентраций будет справедливо лишь при условии неизменности формы нахождения элемента в растворе. В самом деле, все изученные нами элементы, накопление которых в области микроконцентраций подчиняется закону Генри, находились в одной и той же форме при всех концентрациях. Следовательно, более точной будет следующая формулировка: коэффициент накопления можно считать постоянной характеристикой накопления данного элемента данным видом во всем диапазоне микроконцентраций при неизменности формы нахождения элемента в растворе и прочих равных условиях.

Как указывалось выше, результаты опытов по сравнительному изучению накопления водорослями ионной и коллоидной форм химических элементов могут быть использованы при обсуждении механизмов поступления минеральных веществ в растительную клетку. В этом же физиологическом аспекте интересен вопрос о возможной роли комплексообразования в процессах связывания химических элементов растениями. Известно, что многие органические соединения, образующиеся в клетках, способны давать комплексы с металлами (Семенов, 1957; Williams, 1953), а поэтому нам кажется возможным существование связи между степенью накопления химического элемента и его способностью к комплексообразованию. Характеристикой этой способности являются константы устойчивости образуемых

Таблица 11

Средние коэффициенты накопления восьми химических элементов водорослями и логарифмы констант устойчивости комплексов, образуемых этими элементами

Сравниваемые величины	Sr	Ca	Cd	Zn	Co	Ce	Y	Hg	Критерий p*
Логарифмы констант устойчивости									
аланин	0,73	1,24	2,80	5,20	4,50	—	—		<0,05
гликокол	0,91	1,40	4,50	5,30	4,50	—	—	10,30	<0,01
щавелевая кислота	2,54	3,00	3,50	4,80	4,70	—	—	—	<0,05
нитрилтриуксусная кислота	6,00	7,50	8,90	10,30	10,50	10,71	11,41	—	<0,01
ЭДТА	8,70	10,60	16,40	16,00	16,10	16,00	18,00	21,60	<0,01
Средний коэффициент накопления	490	640	8600	19900	24870	36350	41650	66940	

* Показывает степень достоверности статистической связи между значениями коэффициентов накопления и констант устойчивости.

данным элементом комплексов. Исходя из этого, было проведено сравнение (методом регрессионного анализа) средних коэффициентов накопления восьми из изученных нами элементов (активных комплексообразователей) и констант устойчивости водорастворимых хелатных комплексов этих элементов с пятью аддендами (использованные данные по константам устойчивости дают достаточно полное представление о сравнительной способности рассматриваемых элементов к комплексообразованию). Коэффициенты накопления восьми химических элементов, усредненные по 12 видам водорослей, и логарифмы констант устойчивости соответствующих элементов с аланином, гликоколом, щавелевой кислотой, нитрилтриуксусной кислотой и ЭДТА (этилендиаминтетраацетатом) приведены в табл. 11. Из таблицы видно, что между коэффициентами накопления рассматриваемых элементов и константами устойчивости комплексов этих же элементов с разнообразными аддендами существует строгий параллелизм. Иными словами, чем более активным комплексообразователем является элемент, чем прочнее даваемые им комплексные соединения, тем выше его «биотропность», тем сильнее он концентрируется водорослями. Этот факт является еще одним свидетельством (правда, косвенным) в пользу того, что ионы металлов связываются клеткой путем образования комплексных соединений с биокомплексонами.

4. ДЕСОРБЦИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ ИЗ КЛАДОФОРЫ

Изучение десорбции химических элементов из водных организмов представляет интерес в свете ряда проблем как теоретических (в первую очередь, биогеохимического, биогеоценологического и физиологического характера), так и прикладных (например, в плане выяснения судьбы накопленных гидробионтами радиоизотопов после полного или частичного удаления радиоактивности из воды). В этом аспекте интересно изучение степени десорбции поглощенных веществ как из живых, так и из мертвых организмов (детрита).

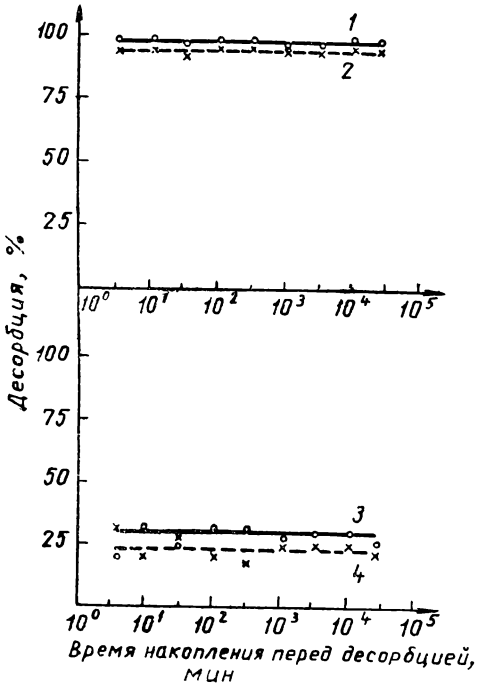


Рис. 11. Зависимость десорбции кальция *1*, стронция *2*, иттрия *3* и церия *4* из кладофоры от продолжительности предшествующего накопления.

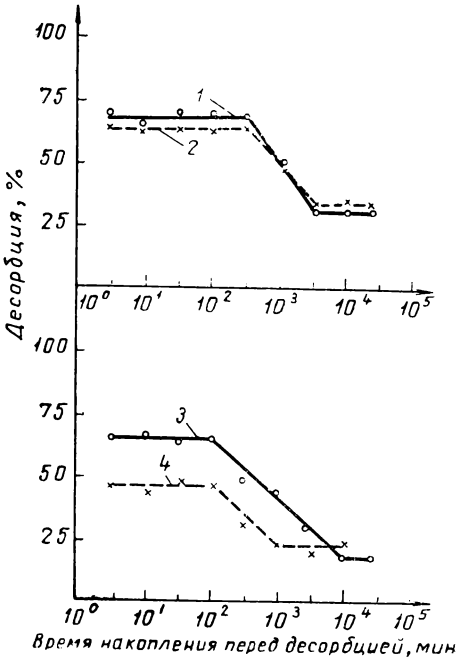


Рис. 12. Зависимость десорбции кадмия *1*, цинка *2*, цезия *3* и рубидия *4* из кладофоры от продолжительности предшествующего накопления.

Результаты опытов по десорбции девяти элементов: кальция, кобальта, цинка, рубидия, стронция, иттрия, кадмия, цезия и церия (рис. 11—13) показали, что процент десорбции кальция, стронция, иттрия и церия остается практически постоянным в течение всего опыта. Высокая десорбция кальция и стронция (более 90%) в сочетании с чрезвычайной быстротой установления равновесия в системе раствор изотопа — растение при накоплении заставляет предполагать, что основным механизмом поступления этих элементов в кладофору является ионный обмен, существенная роль которого в процессах поглощения ионов растительными клетками была показана Скоттом (Scott, 1943, 1944), Эпстейном (Epstein, 1956) и др.

В случае иттрия и церия десорбция значительно ниже (16—35%), что свидетельствует о высокой прочности связывания этих элементов кладофорой. Механизмы их поступления в водоросли пока неясны и требуют дальнейшего изучения.

Данные по десорбции кобальта, цинка, рубидия, кадмия и цезия показывают, что процесс накопления этих элементов кладофорой состоит из двух фаз. Первые 100—300 *мин* с начала опыта характеризуются значительной обратимостью накопления (десорбция в этот период постоянна и равна 50—70%). Затем степень десорбции элементов падает до 12—20% (ко вторым — седьмым суткам с начала опыта) и остается на этом уровне до конца эксперимента. Таким образом, вторая фаза процесса накопления отличается от начального периода повышенной прочностью закрепления элемента в клетках водоросли. Исходя из наиболее распространенных в настоящее время представлений о механизмах поступления ионов в растительную клетку, можно предполагать, что первая фаза быстрого и в значительной степени обратимого накопления связана, в основном, с процессами диффузии, адсорбции и ионного обмена, а в последующий промежуток времени преобладают реакции, ведущие к более прочному связыванию элементов водорослью и требующие затраты энергии клеточного метаболизма (Gauch, 1957; Collander, 1959; Steward, Sutcliffe, 1959).

Рис. 13. Зависимость десорбции кобальта из кладофоры от продолжительности предшествующего накопления.

Ниже приведены результаты опытов по десорбции девяти элементов из живой и мертвой кладофоры (продолжительность: накопления — 18 суток, десорбции — 1 месяц, %:

	Водоросли живые	Водоросли мертвые		Водоросли живые	Водоросли мертвые
Ca	95	11	Y	31	38
Co	51	6	Cd	25	20
Zn	42	49	Cs	60	75
Rb	58	80	Ce	37	12
Sr	91	88			

Видно, что в течение месяца из живых водорослей десорбируется не более половины накопленного ранее количества химических элементов. Исключением являются кальций и стронций, десорбирующиеся более чем на 90%. Отмершие водоросли удерживают накопленные элементы (за исключением рубидия и цезия) не менее прочно, чем живые растения, а в некоторых случаях (для кальция, кобальта и церия) десорбция из мертвой кладофоры значительно ниже, чем в опытах с живыми водорослями. Таким образом, изученная в наших опытах нитчатая водоросль *Cladophora fracta* обладает способностью весьма прочно связывать химические элементы, что, как уже отмечалось выше, может оказаться важным с практической точки зрения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изложенные выше экспериментальные данные могут быть использованы при обсуждении некоторых общих проблем, в первую очередь, биогеохимических и биогеоценологических.

Как уже указывалось, пресноводные зеленые водоросли оказались мощными концентраторами химических элементов из воды, более мощными, чем другие пресноводные гидробионты. Это обстоятельство, наряду со способностью водорослей к быстрому размножению и созданию огромной

биомассы, составляющей значительную часть первичной продукции водоемов, делает водоросли активнейшими участниками биогеохимических процессов в природных водах, в частности — по отношению к редким и рассеянным элементам. Пока не имеется достаточного количества данных для решения вопроса о геохимической роли отдельных экологических и систематических групп зеленых водорослей. В связи с этим можно лишь заметить, что планктонные одноклеточные водоросли образуют в водоемах, как правило, значительно бо̀льшие (в десятки раз) количества органического вещества, чем нитчатые водоросли. Поэтому, несмотря на несколько пониженное (по сравнению с нитчатками) накопление одноклеточными водорослями изученных элементов, их роль в процессах миграции атомов химических элементов в природных водоемах должна быть весьма значительной.

В. И. Вернадский указывал, что одной из задач биогеохимии является установление закономерностей, определяющих химический состав живого вещества; им были намечены некоторые пути исследования этих закономерностей. В частности, он предполагал, что живое вещество тесно и неразрывно связано в своем составе с составом земной коры. В дальнейшем было показано (Виноградов, 1952, 1957; Тиссен, 1942[1]), что между химическим составом живого вещества и составом косной материи земной коры действительно намечается ряд количественных и качественных соответствий. К их числу относится положительная корреляция между содержанием химических элементов в организмах и окружающей их среде, обнаруженная, например, при изучении концентрации ряда редких и рассеянных элементов в наземных растениях. По-видимому, такая прямо пропорциональная зависимость между содержанием элементов в среде и накоплением их растениями может иметь место и в природных водоемах для элементов с достаточно низкими кларками. Об этом свидетельствуют результаты наших экспериментов, показывающие, что в области микроконцентраций водоросли накапливают химические элементы пропорционально содержанию в воде. Однако перенесение такого рода данных на природные процессы должно производиться с осторожностью вследствие большого числа факторов, влияющих на ход накопления организмами химических элементов в природных условиях. Одним из таких факторов является физико-химическое состояние элемента в растворе. Высказывалось предположение (Krumholz и др., 1957), что повышенное накопление редкоземельных элементов морскими организмами связано с нахождением этих элементов в морской воде в коллоидной форме, в то время как другие элементы, концентрируемые гидробионтами менее интенсивно, присутствуют в воде в виде ионов. Наши эксперименты по влиянию физико-химического состояния иттрия в растворе на накопление его кладофорой приводят к противоположному выводу — о меньшей доступности для живых организмов коллоидной формы химических элементов по сравнению с ионной. По-видимому, причины интенсивной аккумуляции редкоземельных элементов гидробионтами следует искать среди других физико-химических характеристик этих элементов.

Как было указано выше, водоросли представляют собой одну из весьма важных в биогеоценологическом отношении групп гидробионтов, являясь основными первичными продуцентами органического вещества в водоеме и начальным звеном пищевых цепей водных организмов. Поэтому накопление водорослями химических элементов из воды в значительной степени определяет характер и количество элементов, поступающих в биологический круговорот вещества в водных биогеоценозах. Активная аккумуля-

[1] Цит. по изд. 1954 г.

ция многих редких и рассеянных элементов пресноводными водорослями, безусловно, ведет к извлечению из воды больших количеств этих элементов и связыванию их дальнейшей судьбы с органическим веществом водоема. В этом плане интересен вопрос о судьбе накопленных растением элементов при отмирании организма. Наши опыты по десорбции химических элементов из кладофоры показали, что отмершие водоросли удерживают значительные количества накопленных ими элементов. По-видимому, это обстоятельство весьма существенно для перехода элементов в иловые отложения и миграции их по пищевым цепям природных водных биогеоценозов, так как детрит является главным компонентом питания многих гидробионтов (Зернов, 1949).

Результаты наших опытов могут быть использованы при обсуждении некоторых проблем физиологии минерального питания растений. Выше показано, что предложенная нами классификация химических элементов по степени накопления их водорослями в общих чертах справедлива для всех изученных групп гидробионтов, иными словами, соотношение между накоплением отдельных элементов различными, даже весьма далекими в систематическом отношении, организмами в целом одинаково. Поэтому можно предполагать, что реакции связывания определенного элемента в значительной мере однотипны у самых разнообразных организмов. Это, конечно, не исключает существования целого ряда процессов и реакций, специфических для отдельных видов и групп видов. Примеры таких организмов, выделяющихся на общем уровне накопления того или иного элемента исключительно высокой способностью к его аккумуляции, были приведены выше. Другим вопросом, представляющим интерес в свете задач физиологии, является сравнительное изучение способов поступления различных элементов в организмы. По-видимому, они могут быть весьма разнообразны даже у одного и того же вида, о чем свидетельствуют, в частности, результаты опытов по десорбции химических элементов из кладофоры.

Как уже подчеркивалось во введении, исследование накопления химических элементов и их радиоактивных изотопов живыми организмами представляет интерес для решения ряда практических проблем, связанных в первую очередь с загрязнением биосферы радиоактивностью. Изложенный выше экспериментальный материал дает основания считать пресноводные водоросли одной из важнейших групп гидробионтов, влияющих на судьбу радиоизотопов — загрязнителей континентальных водоемов. По-видимому, водоросли являются активными участниками процессов, ведущих к самоочищению природных вод от химических и радиоактивных загрязнений. В связи с этим водоросли, наряду с иловыми отложениями, служат наилучшими индикаторами загрязнений воды и могут быть рекомендованы в качестве компонентов искусственных биогеоценозов, предназначенных для очистки промышленных сточных вод.

ВЫВОДЫ

1. Коэффициенты накопления химических элементов водорослями следуют в своей динамике кривым насыщения и достигают постоянного уровня через двое — семеро суток с начала опыта.

2. Пресноводные зеленые водоросли являются весьма активными концентраторами химических элементов из среды, более активными, чем другие изученные к настоящему времени гидробионты (животные, высшие растения и бактерии).

3. Нитчатые водоросли концентрируют большинство изученных элементов интенсивнее, чем одноклеточные.

4. Среди водорослей, так же как и внутри других групп организмов, выделяются виды, способные к необычно высокому накоплению одного или нескольких элементов, так называемые специфические накопители.

5. Все изученные элементы могут быть разделены на три группы по степени накопления их водорослями, и эта классификация в общем применима и к коэффициентам накопления химических элементов другими водными организмами.

6. В области микроконцентраций коэффициенты накопления химических элементов не зависят от содержания элемента в среде (при неизменности его формы нахождения в растворе и прочих равных условиях).

7. Накопление химических элементов водорослями зависит от физико-химического состояния элемента в растворе. Так, иттрий в коллоидной форме менее доступен клеткам кладофоры, чем в ионной.

8. На основании сравнения коэффициентов накопления химических элементов водорослями с константами устойчивости комплексов, образуемых этими элементами с рядом аддендов, представляется весьма вероятной важная роль комплексообразования в процессах связывания металлов растительной клеткой.

9. Как живые, так и мертвые водоросли при помещении их в десорбирующий раствор обнаруживают способность весьма прочно удерживать накопленные ранее элементы (за исключением кальция и стронция).

10. Пресноводные водоросли являются весьма важной в биогеохимическом и биогеоценологическом отношении группой организмов; они вовлекают в биологический круговорот большие количества атомов химических элементов. Это обстоятельство позволяет рекомендовать водоросли для использования в почвенно-биологических системах, предназначенных для очистки промышленных сточных вод.

ЛИТЕРАТУРА

Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме.— Мед. радиол., 1960, № 2.

Арнон Д. (Arnon D. I.) Роль микроэлементов в питании растений, в частности в фотосинтезе и усвоении азота.— Микроэлементы. М., Изд. иностр. лит., 1962.

Бруновский Б. Н. Концентрация радия организмами.— Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР, 1932, т. 2.

Бруновский Б. Н., Кунашева К. Г. Некоторые данные относительно содержания радия в растениях и в водах.— Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР, 1935, т. 3.

Вернадский В. И. Очерки геохимии. М., Изд-во АН СССР, 1934.

Вернадский В. И. Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры.— Избр. соч., т. 5, М., Изд-во АН СССР, 1960а.

Вернадский В. И. Живое вещество в химии моря.— Избр. соч., т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960б.

Вернадский В. И. Биосфера.— Избр. соч., т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960в.

Виноградов А. П. Химический элементарный состав организмов моря.— Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР, 1935—1944, т. 3, 4, 6.

Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой.— Микроэлементы в жизни растений и животных. М., Изд-во АН СССР, 1952.

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР, 1957.

Гецова А. Б., Волкова Г. А. О накоплении радиоактивных изотопов некоторыми водными насекомыми.— Энтомологическое обозрение, 1962, т. 41, № 1.

Жадин В. И. Общие вопросы, основные понятия и задачи гидробиологии пресных вод.— Жизнь пресных вод, т. 3, М., Изд-во АН СССР, 1950.

Жарова Т. В. Накопление радиоактивных изотопов стронция, рутения, цезия и церия некоторыми бактериями.— Микробиология, 1961, т. 30, № 5.

Зернов С. А. Общая гидробиология. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1949.

Коренмах И. М. Произведения растворимости гидроокисей редких элементов.— Ж. общ. хим., 1955, т. 25, вып. 10.

Марей А. Н. Некоторые вопросы санитарной охраны водоемов от загрязнений радиоактивными веществами.— Гигиена и санитария, 1956, № 9.
Насонов Д. Н. Местная реакция протоплазмы и распространяющееся возбуждение. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1959.
Поликарпов Г. Г. Роль детритообразования в миграции стронция-90, цезия-137 и церия-144. Опыт с морской водорослью *Cystoseira barbata*.— Докл. АН СССР, 1960, т. 136, № 4.
Поликарпов Г. Г. О стабильности коэффициентов накопления Sr^{90}, Y^{91}, Ce^{144} в морских водорослях.— Докл. АН СССР, 1961а, т. 140, № 5.
Поликарпов Г. Г. О накоплении осколочных радиоизотопов морскими организмами. II. Аккумуляция водорослями, актиниями и мидиями германия-71, стронция-90, иттрия-90, цезия-137 и церия-144.— Науч. докл. высш. школы, биол. науки, 1961б, № 4.
Поликарпов Г. Г. Материалы по коэффициентам накопления фосфора-32, серы-35, ция-90, иттрия-91, цезия-137 и церия-144 в морских организмах.— Тр. Севастопольской биол. станции, 1961в, т. 14.
Попова Э. И. Накопление радиоактивного фосфора некоторыми пресноводными моллюсками.— Тр. Коми фил. АН СССР, 1960, № 9.
Редиске и Хангейт. Поглощение растениями продуктов деления.— Тр. междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии в Женеве, т. 13. М., Изд. иностр. лит., 1958.
Семенов Д. И. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. I. Механизмы действия комплексонов.— Сборник работ лаборатории биофизики, I. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1957, вып. 9.
Старик И. Е. Основы радиохимии. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1959.
Сукачев В. Н. Биогеоценология и фитоценология.— Докл. АН СССР, 1945, т. 47 № 6.
Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии. Юбил. сб. АН СССР, посвященный 30-летию Великой Октябрьской социалистической революции. М., Изд-во АН СССР, 1947.
Сукачев В. Н. Предварительные программы стационарных комплексных биогеоценологических исследований.— Почвоведение, н. сер., 1950, № 3.
Тимофеева Н. А. Зависимость накопления стронция-90 пресноводными растениями от концентрации кальция в воде.— Тр. Ур. отд. МОИП, 1961, вып. 3.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Бюлл. МОИП, сер. биол., 1957, № 2.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам водоемов.— Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1963, вып. 30.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Н. В. Тимофеев-Ресовский. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. II. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов прудовиком *Limnaea stagnalis* L.— Бюлл. МОИП, сер. биол., 1958, т. № 63 № 5.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Н. А. Тимофеева, Н. В. Тимофеев-Ресовский. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. III. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов тремя видами водных растений.— Бюлл. МОИП, сер. биол., 1959, т. 64, № 5.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Н. В. Тимофеев-Ресовский, А. Б. Гецова, Э. А. Гилева, Т. В. Жарова, Г. М. Куликова, Г. А. Милютина. О коэффициентах накопления стронция, рутения, цезия и церия пресноводными организмами.— Зоол. ж., 1960, т. 39, № 10.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Н. В. Тимофеев-Ресовский, Э. А. Гилева. О специфических накопителях отдельных радиоизотопов среди пресноводных организмов.— Докл. АН СССР, 1961, т. 140, № 6.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 42, № 2.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов. I. Некоторые соображения.— Сборник работ лаборатории биофизики, II, проблемы биофизики. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1960, вып. 12.
Тимофеев-Ресовский Н. В. О радиоактивных загрязнениях биосферы и мерах борьбы с этими загрязнениями.— Сборник работ лаборатории биофизики, IV. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1962, вып. 22.
Тимофеев-Ресовский Н. В., Е. А. Тимофеева-Ресовская, Г. А. Милютина, А. Б. Гецова. Коэффициенты накопления пресноводными организмами радиоактивных изотопов 16 различных элементов и влияние комплексонов ЭДТА на некоторые из них.— Докл. АН СССР, 1960, т. 132, № 5.
Тиссен С. Геохимические и фитобиологические связи в свете прикладной геофизики.— Геохимические методы поисков рудных месторождений. М., Изд. иностр. лит., 1954.
Титлянова А. А., В. И. Иванов. Поглощение цезия тремя видами пресноводных

растений из растворов различной концентрации.— Докл. АН СССР, 1961, т. 136, № 3.
Arnon D. I., W. E. Fratzke, N. Johnson. Hydrogen ion concentration in relation to absorption of inorganic nutrients by higher plants. — Plant physiol., 1942, vol. 17, № 4.
Bertrand D. The biogeochemistry of vanadium. — Bull. Amer. natur. history, 1950, vol. 94, art. 7.
Bertrand G., C. Voronga-Spirt. Recherches sur la présence et la repatition du titane dans les plantes cryptogames.— Bull. Soc. Chim. de France, ser. 4, 1940, vol. 47.
Black W. A. P., R. L. Mitchell. Trace elements in the common brown algae and in sea water. — J. mar. biol. assoc. U. K., 1952, vol. 30, № 3.
Boroughs H., W. A. Chipman, T. R. Rice. Laboratory experiments on the uptake, accumulation and loss of radionuclides by marine organisms. — The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries. Washington, 1957.
Bowen V. T., D. Sutton. Comparative studies of mineral constituents of marine sponges. I. The genera Dysidea, Chodrilla Terpios. — J. mar. research, 1951, vol. 10, № 2.
Bryan G. W. The accumulation of radioactive caesium in crabs. — J. mar. biol. assoc. U. K. 1961, vol. 41 № 3.
Chipman W. A. Biological aspects of disposal of radioactive wastes in marine environments.— Disposal of radioactive wastes, vol. 2, Vienna, 1960.
Cline J., F. P. Hungate. Accumulation of potassium, cesium-137 and rubidium-86 in bean plants grown in nutrient solution. — Plant physiol. 1960, vol. 35, p. 826—829.
Collander R. Cell membranes: their resistance to penetration and their capacity for transport.— Plant physiol., vol. 2, N. Y. — Ld., 1959.
Epstein E. Mineral nutrition of plants: mechanisms of uptake and transport. — Ann. rev. plant physiol., 1956, vol. 7.
Fawzy H., R. Overstreet, L. Jacobson. The influence of hydrogen ion concentration on cation absorption by barley roots. — Plant physiol., 1954, vol. 29, № 3.
Fontaine Y. A., A. Aeberhardt. Etude de la contamination d'une biocoenose artificielle d'eau douce par le cérium radioactif.— Comptes rendus Acad. Sci., 1961, vol. 252, № 20.
Gauch H. G. Mineral nutrition of plants. — Ann. rev. plant. physiol., 1957, vol. 8.
Goldberg E. G. Iron accumulation by marine diatoms. — Biol. bull., 1952, vol. 102, № 3.
Goldberg E. D. Biogeochemistry of trace metals. — Treatise mar. ecol. and paleoecol., 1957, vol. 1.
Goldberg E. D., T. J. Walker, A. Whisenand. Phosphate utilization by diatoms. — Biol. bull. 1951, vol. 101, № 3.
Guelin A., P. Lépine. Fixation comparée de différents échantillons de radiophosphore par les bactéries. — Ann inst. Pasteur, 1961, vol. 98, № 2.
Hayes F. R., C. C. Coffin. Radioactive phosphorus and exchange of lake nutrients. — Endeavour, 1951, vol. 10, № 1.
Higinbotham N., I. Hanson. The relation of external rubidium concentration to amounts and rates of uptake by excised potato tuber tissue. — Plant physiol., 1955, vol. 30, № 2.
Homés M. V., G. H. G. Van Schoor. Composition minérale du tabac en fonction du milieu nutritif. — Analyse des plantes et problémes des fumures minérales. Paris, 1957.
Jones, R. F. The accumulation of nitrosyl ruthenium by fine particles and marine organisms. — Limnology and oceanography, 1960, vol. 5, № 3.
Katayama Y. Studies on the fixation of cobaltous ion with Escherichia coli.— Japan. J. microbiol., 1960, vol. 4, № 3.
Knauss H. I., I. W. Porter. The absorption of inorganic ions by Chlorella pyrenoidosa.— Plant physiol., 1954, vol. 29, № 3.
Krumholz L. A., E. D. Goldberg, H. Boroughs. Ecological factors involved in the uptake, accumulation and loss of radionuclides by aquatic organisms.— The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries, Washington, 1957.
Lowman F. G. Marine biological investigations at the Eniwetok test site — Disposal of radioactive wastes, vol. 2, Vienna, 1960.
Menzel R. L. Competitive uptake by plants of potassium, rubidium, cesium, calcium, strontium and barium from soils.— Soil sci., 1954, vol. 77.
Morgan G. B. The absorption of radioisotopes by certain microorganisms.— Quart. J. Florida Acad. Sci., 1961, vol. 24, № 2.
Noddack I., W. Noddack. Die Häufigkeit der Schwermetalle in Wassertieren.— Arkiv för zoologi, 1939, vol. 32A, p. 1—35.

Rediske I. H., A. A. Selders. The absorption and translocation of strontium by plants.— Plant physiol., 1953, vol. 28, № 4.
Rice T. R. The accumulation and exchange of strontium by marine planctonic algae.— Limnology and oceanography, 1956, vol. 1, № 2.
Rigler F. H. A tracer study of the phosphorus cycle in lake water.— Ecology, 1956, vol. 37, № 3.
Scott G. T. The mineral composition of Chlorella pyrenoidosa grown in culture media containing varying concentration of calcium, magnesium, potassium and sodium.— J. cell. comp. physiol., 1943, vol. 21.
Scott G. T. Cation exchanges in Chlorella pyrenoidosa.— J. cell. comp. physiol., 1944, vol. 23.
Scott R. A. Study of caesium accumulation by marine algae.— Radioisotope conference, 1954. Proc. second conf., Oxford, vol. 1. Ld., 1954.
Spooner G. M. Observations of the absorption of radioactive Sr and Y by marine algae.— J. mar biol. assoc. U. K., 1949, vol. 28, № 3.
Steward F. C., I. E. Sutcliffe. Plants in relation to inorganic salts. Plant physiol., vol. 2. N. Y. — Ld., 1959.
Van Schoor G. H. G. Composition minérale du cottonnier en fonction du milieu nutritif.— Analyse des plantes et problémes des fumures minérales. Paris, 1957.
Williams R. J. P. Metal ions in biological systems. Biol. rev., 1953, vol. 28, № 4.
Williams L. G. Uptake of cesium-137 by cells and detritus of Euglena and Chlorella.— Limnology and oceanography, 1960, vol. 5, № 3.
Williams L. G., H. D. Swanson. Concentration of cesium-137 by alage.— Science, 1958, vol. 127, № 3291

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

В. И. ИВАНОВ, Е. А. ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКАЯ, Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

О НАКОПЛЕНИИ ЦЕЗИЯ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

Накопление различных химических элементов из окружающей среды является одной из существенных сторон метаболизма живых организмов и, в частности, растений. Кроме того, накапливая вещества среды и вовлекая их в метаболический цикл, живые организмы тем самым активно воздействуют на геохимическую судьбу химических элементов в земной коре (Вернадский, 1926[1], 1940; Тимофеев-Ресовский, 1957, 1962). Поэтому изучение накопления различных химических элементов живыми организмами представляет большой интерес как для физиологии, так и для биогеохимии, в частности, для изучения круговоротов отдельных элементов в водоемах.

В последнее время в связи с развитием атомной промышленности и все расширяющимся применением радиоактивных веществ в науке и промышленности особый интерес приобретают вопросы поведения радиоизотопов различных химических элементов в организмах и влияния организмов на геохимическую судьбу изотопов в биосфере (Тимофеев-Ресовский, 1957; Romney и др., 1957). Изучение этих вопросов необходимо как для прогнозирования поведения радиоизотопов в локальных участках биосферы и возможности их проникновения в пищевые продукты и организм человека (Тимофеев-Ресовский, 1960; Богатырев, 1962), так и для разработки методов биологической дезактивации радиоактивно загрязненных вод (Агафонов, 1956; Тимофеева-Ресовская, 1957, 1963, и др.), а также представляют несомненный интерес для познания пока еще слабо изученных процессов поступления в живые организмы химических элементов, находящихся в среде в микроконцентрациях.

Среди довольно многочисленных работ, посвященных изучению накопления различных радиоизотопов живыми организмами, видное место занимают исследования по накоплению цезия-137 растениями. Однако в большинстве таких исследований рассматриваются отдельные частные аспекты вопроса (Menzel, 1954; Телушкина, 1957; Romney и др., 1957; Строганов и Телитченко, 1958; Williams a. Swanson, 1958; Тимофеева-Ресовская и др., 1959; Тимофеева-Ресовская и Тимофеев-Ресовский, 1960; Титлянова и Иванов, 1961; Тимофеева-Ресовская, 1963). В настоящей работе сделана попытка подвести итоги экспериментальных исследований нашей лаборатории по накоплению цезия пресноводными растениями. Первая часть работы посвящена анализу данных о накоплении цезия различными видами пресноводных растений в связи с их систематическим положением и экологическими особенностями. Во второй, основной, части работы представлены данные о физиологии и кинетике накопления цезия пресноводными растениями.

[1] Цит. по изданию 1960 г.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Большинство описываемых ниже опытов проведено с радиоактивным изотопом цезия — цезием-137 в виде хлорида. В отдельных опытах использована также хлористая соль естественных стабильных изотопов цезия. В качестве объектов для опытов были взяты различные представители пресноводных водорослей, мхов и цветковых растений (всего 31 вид). Все опыты проводились в аквариумах с озерной водой (оз. Б. Миассово, Ильменский заповедник, Челябинская область), куда было внесено необходимое количество раствора, содержащего цезий-137, и помещены исследуемые растения. В установленные сроки отбирались пробы воды и растений, из которых изготовлялись, по общепринятой методике, препараты для измерения радиоактивности с помощью торцового счетчика на радиометре Б-2. О накоплении цезия в объектах судили по его концентрации в них, а также по коэффициентам накопления — отношению концентрации цезия в сухом растительном материале к его концентрации в воде.

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ И ОБСУЖДЕНИЕ

Выше отмечено, что первая часть работы посвящена анализу накопления цезия растениями в зависимости от систематического положения и экологических особенностей объектов. Материалом для такого анализа послужили данные таблицы, где приведены коэффициенты накопления цезия

Коэффициенты накопления цезия различными видами пресноводных растений

Вид	Коэффициент накопления	Вид	Коэффициент накопления
Scenedesmus quadricauda Breb	280	*Urticularia vulgaris* L.	340
S. acuminatus Chodat	390	*Typha angustifolia* L.	20
Cladophora fracta Kütz	1230	*Calla palustris* L.	70
C. glomerata Kütz	1570	*Lemna minor* L.	2410
Spirogyra crassa Kütz	285	*L. trisulca* L.	940
S. sp.	1920	*L. polyrrhyza* L.	1050
Chara sp.	200	*Potamogeton natans* L.	205
Ch. aspera Wild	180	*P. compressus* L.	115
Ch. fragilis Desw	365	*P. filiformis* Pers	185
Ricciocarpus natans L.	715	*P. perfoliatus* L.	195
Fontinalis sp.	1020	*Elodea canadensis* Rich	285
Ranunculus conferoides Tries	765	*Vallisneria spiralis* L.	360
Myriophyllum spicatum L.	295	*Stratiotes aloides* L.	375
Ceratophyllum demersum L.	300	*Hydrocharis morsus ranae* L.	535
Lythrum salicaria L.	185	*Carex* sp.	670
Cicuta virosa L.	140	Среднее	570

различными пресноводными растениями. Данные таблицы соответствуют средним значениям коэффициентов на восьмые — шестнадцатые сутки опытов. Как видно из таблицы, коэффициенты накопления цезия пресноводными растениями варьируют в довольно широких пределах: от 20 у *Typha angustifolia* L. до 2410 у *Lemna minor* L., при среднем значении для всех видов 570. При этом, коэффициенты накопления цезия спирогирой (1920) и ряской малой (2410) отклоняются от среднего значения более чем на 4 квадратичных отклонения, вследствие чего эти виды могут рассматриваться как «специфические накопители» цезия.

Средние значения коэффициентов накопления цезия для трех крупных систематических групп пресноводных растений следующие: для водорослей — 710, мхов — 870, цветковых — 470. Сравнение средних коэффициентов накопления по этим трем группам методом дисперсионного анализа

показало, что между ними не обнаруживается достоверных различий в способности накапливать цезий. Средние значения коэффициентов накопления цезия тремя основными экологическими группами высших водных растений: плавающими —1230, погруженными —310 и амфибиальными —220. Дисперсионный анализ этих данных показал, что плавающие растения достоверно отличаются от погруженных и амфибиальных значительно большей способностью накапливать цезий.

Отсутствие различий в накоплении цезия различными систематическими группами водных растений связано, вероятно, с тем, что цезий, являясь аналогом калия, одного из основных компонентов живого вещества, поступает в растения по сходным с калием механизмам, почему и концентрация его в растениях разных систематических групп (как и калия) слабо варьирует. Что же касается высокой способности плавающих растений накапливать цезий, то это связано, по-видимому, с их морфофизиологическими особенностями: с одной стороны, для них характерно наличие транспирации (в отличие от растений погруженных) и с другой — очень слабое развитие кутикулы (в отличие от амфибиальных). Такие особенности плавающих растений, вызывая более интенсивный ток воды в них, могут косвенно способствовать и более интенсивному поступлению в них цезия, хотя строгого соответствия между током воды и током минеральных веществ в растениях, как правило, не наблюдается. Кроме того, бо́льшее накопление цезия плавающими растениями (в основном, рясками) может быть связано с их специфическим и интенсивным вегетативным размножением, в силу чего их ткани содержат относительно бо́льшее количество делящихся клеток. Как известно из данных физиологии о распределении калия в тканях растений, этот элемент накапливается преимущественно в меристемах. Возможно, что в этом отношении цезий также проявляет сходство с калием, одним из своих ближайших химических аналогов. Однако эти предположения, высказанные на основании косвенных данных и общих соображений, нуждаются еще в прямых доказательствах. Основной частью данной работы являются излагаемые ниже опыты, в которых изучались некоторые кинетические и физиологические особенности процесса накопления цезия в растениях.

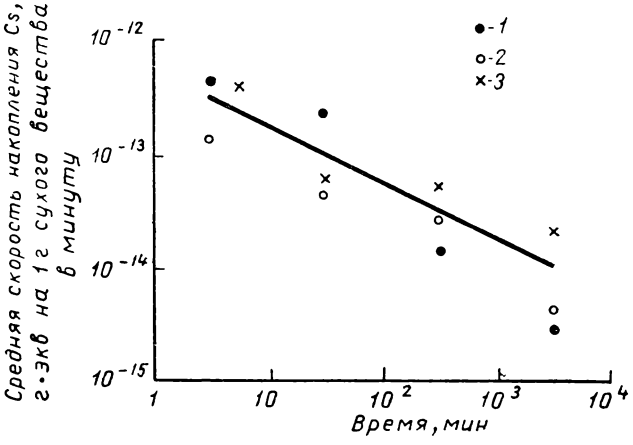


Рис. 1. Кинетика накопления цезия элодеей *1*, роголистником *2* и кладофорой *3*.

На рис. 1 представлено изменение во времени средней скорости накопления цезия, взятого в концентрации 1000 *имп/мин* на 1 *мл* (10^{-12} *г·экв/мл*), тремя видами пресноводных растений — элодеей (*Elodea canadensis* Rich.), роголистником (*Ceratophyllum demersum* L.) и кладофорой (*Cladophora glomerata* Kütz.). Отмеченные точками на графике значения скоростей вычислены как средние для соответствующих интервалов времени, отложенных на оси абсцисс. На рисунке видно, что с увеличением экспозиции скорость накопления цезия растениями закономерно снижается и что различия

между тремя видами в скорости накопления цезия невелики. В излагаемом опыте наибольшая экспозиция составляла 10 тыс. *мин* (то есть примерно 7 суток), и за это время состояние равновесия не было достигнуто. Однако данные более долгосрочных опытов Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963) показывают, что при однократном внесении изотопа в начале опыта (как было и в рассматриваемом случае) за 1—2 недели происходит стабилизация коэффициентов накопления, то есть достигается равновесие между концентрациями изотопов в растениях и водном растворе.

Дальнейшие опыты показали, что с течением времени не только снижается скорость поступления цезия в растения, но и возрастает прочность связи его в растительных тканях. Это положение иллюстрируется данными, представленными на рис. 2, где показано изменение степени десорбции цезия из растений в зависимости от продолжительности предварительного выдерживания растений в растворе этого элемента. В качестве десорбентов были применены озерная вода и децинормальные растворы хлористых солей калия, натрия и кальция; продолжительность десорбции во всех случаях составляла 1 сутки. Поскольку достоверных различий в десорбции цезия из растений разными десорбентами не было обнаружено, на рис. 2 приведены средние значения десорбции для всех четырех растворов (вода, децинормальные солевые растворы). Изменение степени десорбции в зависимости от продолжительности накопления с резким возрастанием прочности связи цезия в растениях при больших экспозициях свидетельствует о том, что цезий, по-видимому, связывается в тканях по каким-то физико-химическим механизмам.

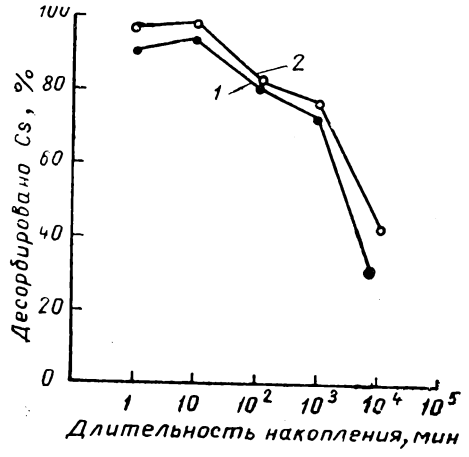


Рис. 2. Зависимость прочности связи цезия в растениях от продолжительности накопления.

1 — элодея; *2* — роголистник.

В специальном опыте удалось обнаружить, что прочность связи цезия в растениях определяется их интактным состоянием, так как из термически убитых растений цезий десорбируется с гораздо большей легкостью при той же (10 тыс. *мин*) продолжительности накопления. Десорбция цезия из живых растений элодеи составляет 23%, из фиксированного материала 74%; из живых растений роголистника 42%, из фиксированного материала 85%. Это обстоятельство наводит на мысль о необходимости проследить распределение цезия хотя бы по грубым фракциям растительного материала. С такой целью по общепринятой методике биохимического анализа растений (Иванов, 1946) из растительного материала после 10 тыс. *мин* экспозиции в цезийсодержащих растворах были выделены вытяжки холодной и горячей водой, эфиром и этиловым спиртом. В полученных экстрактах и сухом остатке было определено содержание цезия. В распределении цезия по фракциям растительного материала, приведенном ниже (%):

Фракция	Элодея	Роголистник
Эфирная	0,3	0,2
Водная I (температура комнатная)	73,6	85,1
Водная II (кипячение)	17,9	11,6
Спиртовая	0,2	0,4
Сухой остаток	8,0	2,7

видно, что подавляющая часть цезия переходит из растительного материала в водный экстракт (при холодной и горячей вытяжке), небольшая часть обнаруживается в сухом остатке и ничтожная доля переходит в эфирный и спиртовый экстракты. Описанный характер распределения цезия по

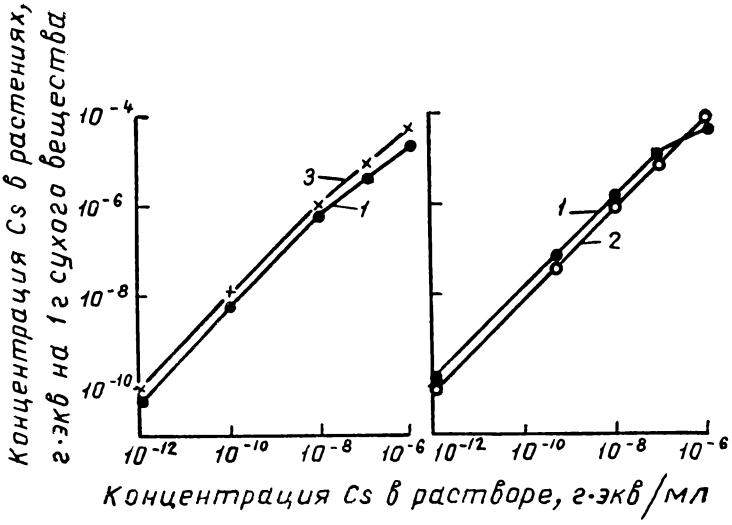


Рис. 3. Накопление цезия элодеей *1*, роголистником *2* и ряской *3* из растворов различной концентрации.

фракциям растительного материала не дает возможности точно определить класс соединений, с которыми связывается цезий в растениях. Однако та легкость, с какой цезий переходит в водный экстракт из убитых растений, по сравнению с ограниченной его десорбцией из живых растений, все же дает возможность заключить, что прочность связи цезия в растениях определяется нативным состоянием плазматических структур, на которых он, возможно, сорбируется.

Для кинетической характеристики накопления цезия растениями существенно определение зависимости этого процесса от концентрации цезия в растворе, а также влияния других катионов (в первую очередь, щелочных металлов) на этот процесс.

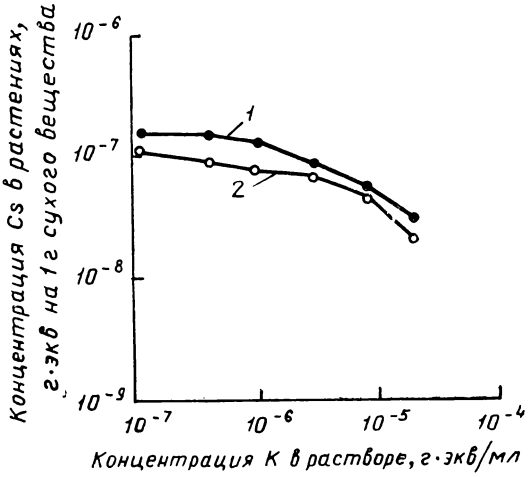


Рис. 4. Накопление цезия элодеей *1* и роголистником *2* из растворов с различной концентрацией калия. Концентрация Cs — 10^{-12} *г·экв/мл*.

Результаты опытов по изучению накопления цезия растениями элодеи, роголистника и ряски из растворов различной концентрации представлены на рис. 3. Кривые показывают с полной очевидностью, что в пределах концентраций цезия в растворе от 10^{-12} до 10^{-7} *г·экв/мл* поступление его в растения строго пропорционально его концентрации в растворе, то есть на данном интервале концентраций

выполняется закон Генри о распределении растворенных веществ между двумя фазами.

На рис. 4 представлены данные опытов по изучению накопления цезия элодеей и роголистником в присутствии ионов калия в растворе концентрацией 10^{-7}—10^{-4} *г·экв/мл* при концентрации цезия 10^{-12} *г·экв/мл*. На рисунке видно, что повышение концентрации калия в растворе препятствует накоплению цезия в растениях.

Данные аналогичных опытов с *Cladophora glomerata* Kütz., в котором изучалось накопление цезия этой водорослью в присутствии натрия в растворах концентрациями от $3 \cdot 10^{-7}$ до 10^{-5} *г · экв/мл* (рис. 5), показывают, что наличие натрия в растворе не сказывается на поступлении цезия в растения.

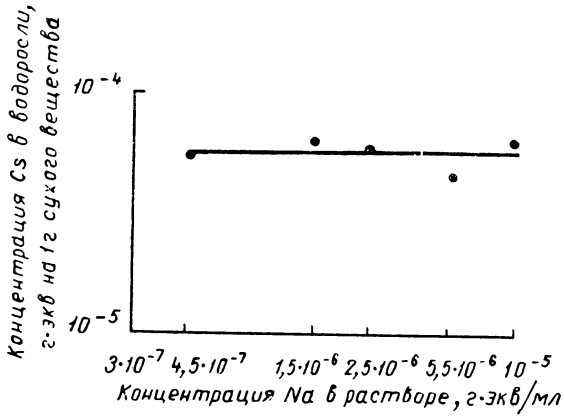


Рис. 5. Накопление цезия водорослью *Cladophora glomerata* Kütz. из растворов с различной концентрацией натрия. Концентрация Cs $2 \cdot 10^{-7}$ *г·экв/мл*.

То обстоятельство, что из двух одноименных с цезием по знаку однозарядных ионов той же первой группы калия и натрия только калий, являющийся аналогом цезия, влияет на его накопление в растениях, служит одним из косвенных свидетельств в пользу того, что процесс накопления цезия растениями обладает известной специфичностью.

Для более полной физиологической характеристики процесса накопления цезия растениями были проведены также опыты по изучению влияния комплексона ЭДТА (этилендиаминтетраацетат) на накопление цезия десятью видами пресноводных растений, поскольку известно, что комплексоны могут оказывать весьма существенное влияние на минеральный обмен живых организмов. Материалом опытов служили: хара (*Chara fragilis* Desw.), лютик (*Ranunculus conferoides* Fries.), уруть (*Myriophyllum spicatum* L.), роголистник (*Ceratophyllum demersum* L.), пузырчатка (*Urticularia vulgaris* L.), ряска многокорешковая и трехдольная (*Lemna polyrhyza* et *trisulca* L.), рдест (*Potamogeton natans* L.), элодея (*Elodea canadensis* Rich.) и водокрас (*Hydrocharis morsus ranae* L.). Проведенные опыты показали, что в присутствии ЭДТА в концентрации 400 *мг/л*, примерно эквимолярной солевому содержанию воды, коэффициенты накопления цезия растениями превышают контроль в среднем на 37%, хотя ЭДТА и не образует комплексных соединений с цезием. Наблюдаемое возрастание коэффициентов накопления цезия, возможно, связано в данном случае с нарушением кальциевого, а коррелятивно и калиевого обмена растений под воздействием ЭДТА.

*

Подводя итоги всему сказанному о накоплении цезия пресноводными растениями, можно отметить следующее. Цезий накапливается пресноводными растениями в общем в довольно значительных количествах (средний коэффициент накопления 570), хотя гораздо в меньшей степени, чем некоторые другие элементы, такие как фосфор, железо, кобальт, иттрий, цирконий и церий, дающие средние коэффициенты накопления порядка

10 000 и более. Среди 31 вида пресноводных растений, исследованных в опытах, обнаружено два — спирогира и ряска малая, дающие особенно высокие коэффициенты накопления цезия. Эти виды могут рассматриваться как специфические накопители цезия. Анализ коэффициентов накопления цезия по систематическим и экологическим группам водных растений дал возможность показать, что плавающие растения отличаются достоверно более высокими коэффициентами. Кинетические и физиологические особенности процесса поступления цезия в растения показывают, что его накопление в растениях и прочность связи в них определяются интактным состоянием растений и что поведение цезия в растениях, по-видимому, в некоторых отношениях следует или зависит от поведения калия — ближайшего аналога цезия среди элементов, образующих живое вещество.

ВЫВОДЫ

1. Между тремя систематическими группами водных растений (водоросли, мхи, цветковые — всего 31 вид) не обнаружено достоверных различий в средних коэффициентах накопления цезия.

2. Из трех экологических групп высших водных растений (плавающие, погруженные, амфибиальные — всего 20 видов) плавающие достоверно отличаются более высоким средним коэффициентом накопления цезия.

3. Скорость поступления цезия в растения закономерно убывает с возрастанием продолжительности пребывания растений в цезийсодержащих растворах. Одновременно с этим возрастает прочность связи цезия в растениях.

4. Из убитых растений цезий десорбируется гораздо легче, чем из живых, и при этом переходит в основном в водный экстракт.

5. При концентрациях цезия в растворе от 10^{-12} до 10^{-7} *г. экв/мл* накопление его в растениях пропорционально его концентрации в растворе.

6. Присутствие калия в растворе ограничивает накопление цезия растениями, а натрий такого влияния не оказывает.

7. В присутствии ЭДТА коэффициенты накопления цезия растениями несколько повышаются.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. Некоторые лабораторные опыты по биологической дезактивации воды.— Тезисы Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.

Богатырев И. О. Распределение кобальта Co^{60} и некоторых радиоизотопов — продуктов деления по компонентам экспериментальных водоемов.— Изв. АН СССР, сер. биол., 1962, № 1.

Вернадский В. И. Биосфера.— Избр. соч., т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960.

Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1940.

Иванов Н. Н. Методы физиологии и биохимии растений. М.—Л., Сельхозгиз, 1946.

Строганов П. А. и М. М. Телитченко. Накапливание и распределение некоторых радиоактивных веществ в гидробионтах. (Автореф. докл.) — Бюлл. МОИП, отд. биол., 1958, т. 63, № 3.

Телушкина Е. А. К вопросу о накоплении радиоактивного цезия некоторыми водными организмами.— Тр. Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1957.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1957, т. 62, № 1.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1963, вып. 30.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Н. А. Тимофеева, Н. В. Тимофеев-Ресовский. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. III. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов тремя видами пресноводных растений.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1959, т. 64, № 5.

Тимофеева-Ресовская Е. А. и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О влиянии этилендиаминтетраацетата (ЭДТА) на коэффициенты накопления различных радиоизотопов из водного раствора пресноводными растениями.— Докл. АН СССР, 1960, т. 130, № 1.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 42, № 2.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов. I. Некоторые общие соображения.— Сборник работ лаборатории биофизики, II, проблемы биофизики. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1960, вып. 12.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. (Автореф. докт. дисс.). Свердловск, 1962.
Титлянова А. А. и В. И. Иванов. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации.— Докл. АН СССР, 1961, т. 136, № 3.
Menzel R. Competitive uptake by plants of Potassium, Rubidium, Caesium and Calcium, Strontium, Barium from soils. — Soil sci., 1954, vol. 77, № 6.
Romney E. M. и др. Plant uptake of Sr^{90}, Y^{91}, Ru^{106}, Cs^{137} and Ce^{144} from soils.— Soil sci., 1957, vol. 85, № 5.
Williams L. G. a. H. D. Swanson. Concentration of Cs^{137} by algae.— Science, 1958, vol. 127, № 3291.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ
Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Н. А. ТИМОФЕЕВА

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОСТРОНЦИЯ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ ПРИ РАЗНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЯХ КАЛЬЦИЯ В ВОДЕ

Несмотря на большой фактический материал по изучению поведения радиостронция в пресноводных водоемах (Гецова, 1959; Гецова и Волкова, 1961; Гилева, 1960, 1961; Милютина и Тимофеева-Ресовская, 1959; Лебедева, 1957, 1961; Тимофеева-Ресовская и Тимофеев-Ресовский, 1958), работ по изучению влияния сопутствующих факторов на поведение этого изотопа проведено еще сравнительно мало (Марей, 1957; Pickering a. Lukas, 1962). Этот вопрос требует дальнейших исследований. В данной работе изучалось влияние содержания кальция в воде на накопление радиостронция некоторыми видами пресноводных организмов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Описываемые ниже опыты проводились в лабораторных условиях с пятью видами пресноводных растений: из низших — кладофора (*Cladophora fracta* Kütz.), хара (*Chara aspera* Wild.), а из высших — элодея (*Elodea canadensis* Rich.), роголистник (*Ceratophyllum demersum* L.), уруть (*Myriophyllum spicatum* L.) и ряска (*Lemna minor* L.). Опыты проводились по следующей методике. В стеклянные аквариумы емкостью 8 *л* помещали по 1 *кг* озерного песка, растения и 6 *л* озерной воды. После того как растения приживались, в аквариумы добавляли стронций-90 из расчета 1—3 *мккюри/л*, а в некоторые аквариумы и кальций, концентрация которого будет указана при описании опытов. Через определенное время из аквариумов отбирали пробы воды и растений на радиометрический анализ. Растения доводили до воздушно-сухого состояния в сушильном шкафу, взвешивали, а затем озоляли в муфельной печи. Зола растворялась в азотной кислоте (дополнительные опыты показали, что при этом радиостронций практически весь переходит в раствор), и из этого раствора готовили препараты для измерения радиоактивности. После установления радиоактивного равновесия между стронцием-90 и его дочерним продуктом — иттрием все препараты просчитывали на радиометре Б-2 с торцовой трубкой. Все измерения проводились в строго стандартных условиях. Для характеристики накопления радиостронция разными видами пресноводных организмов и возможности сравнения полученных результатов в работе применялся коэффициент накопления радиостронция (отношение концентраций радиостронция в живых организмах к его концентрации в воде).

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Опыты по изучению зависимости накопления радиостронция пресноводными растениями от содержания кальция в воде проведены в трех сериях.

Первая серия опытов была проведена в двух вариантах — с исходной концентрацией кальция в воде 30 и 80 *мг/л*, в условиях смешанных культур. Пробы воды и растений для радиометрического анализа брали через 32 дня после начала опытов (табл. 1). С увеличением содержания кальция

Таблица 1

Концентрация радиостронция (*имп/мин* на 1 *г* сухого веса) в воде и растениях и коэффициенты накопления при разных концентрациях кальция в воде

Вид	При концентрации Са 30 *мг/л*			При концентрации Са 80 *мг/л*		
	Концентрация радиостронция		Коэффициент накопления	Концентрация радиостронция		Коэффициент накопления
	в растении	в воде		в растении	в воде	
Элодея	820000	420	1950	620000	600	1030
Уруть	336000	420	800	234000	600	390
Роголистник	220000	420	520	217000	600	360
Ряска	210000	420	500	290000	600	480
Хара	360000	420	860	240000	600	400

в воде концентрация радиостронция в элодее, урути и харе соответственно уменьшалась, а в роголистнике и ряске оставалась постоянной; в связи с этим, коэффициенты накопления радиостронция заметно снизились у элодеи, урути и хары, а у ряски и роголистника оставались на одном уровне. Так как в этих опытах не было получено однозначной связи коэффициентов накопления радиостронция с содержанием кальция в воде для разных видов растений, опыты поставили повторно, с более широким диапазоном содержания кальция в воде (30—60—120—240 и 480 *мг/л*). Опыты проводили с двумя видами растений (элодея и роголистник), которые, как уже отмечалось, различались по накоплению радиостронция: у элодеи коэффициенты накопления зависели от содержания кальция в воде, а у роголистника — не зависели. В отличие от первой серии в этих опытах пробы растений и воды для радиометрического анализа брали через разные промежутки времени (10—20—30 суток). В табл. 2 приведены результаты радиометрического анализа для всех вариантов, усредненные по повторностям. Концентрация радиостронция в элодее (как и в первой серии опытов) закономерно понижалась с увеличением содержания кальция в воде. Эта закономерность прослеживалась на десятые, двадцатые и тридцатые сутки. У роголистника концентрация радиостронция понижалась с увеличением концентрации кальция в воде только на десятые сутки (соответственно уменьшались и коэффициенты накопления), а на двадцатые и тридцатые сутки такой четкой картины зависимости накопления не получено. Поскольку зависимость накопления радиостронция роголистником от содержания кальция в воде прослеживалась только на десятые сутки, то есть основание предполагать, что накопление радиостронция роголистником связано, вероятно, с двумя процессами — обратимым и необратимым. Последний процесс накопления, возможно, был связан с образованием карбонатов кальция, с которыми изоморфно захватывается и радиостронций. Исходя из полученных данных по динамике накопления, можно думать, что образо-

Таблица 2

Накопление стронция-90 элодеей и роголистником из растворов разной концентрации кальция

Вид	Концентрация Ca, *мг/мл* воды	10 суток			20 суток			30 суток		
		Концентрация Sr^{90} *имп/мин*		Коэффициент накопления	Концентрация Sr^{90}, *имп/мин*		Коэффициент накопления	Концентрация Sr^{90}, *имп/мин*		Коэффициент накопления
		на 1 *мл* воды	на 1 *г* растения		на 1 *мл* воды	на 1 *г* растения		на 1 *мл* воды	на 1 *г* растения	
Элодея	0,030	548	$1080 \cdot 10^3$	1980	366	$660 \cdot 10^3$	1800	350	$600 \cdot 10^3$	1720
	0,060	580	$570 \cdot 10^3$	990	450	$530 \cdot 10^3$	1180	420	$500 \cdot 10^3$	1190
	0,120	750	$223 \cdot 10^3$	300	610	$320 \cdot 10^3$	520	640	$220 \cdot 10^3$	340
	0,240	700	$130 \cdot 10^3$	185	660	$158 \cdot 10^3$	240	706	$135 \cdot 10^3$	190
	0,480	868	$79 \cdot 10^3$	90	678	$112 \cdot 10^3$	165	780	$106 \cdot 10^3$	140
Роголистник . .	0,030	548	$400 \cdot 10^3$	730	366	$267 \cdot 10^3$	710	350	$190 \cdot 10^3$	550
	0,060	580	$220 \cdot 10^3$	380	450	$230 \cdot 10^3$	510	420	$235 \cdot 10^3$	560
	0,120	750	$190 \cdot 10^3$	250	610	$175 \cdot 10^3$	290	640	$190 \cdot 10^3$	298
	0,240	700	$140 \cdot 10^3$	200	660	$170 \cdot 10^3$	260	706	$170 \cdot 10^3$	240
	0,480	868	$101 \cdot 10^3$	126	678	$200 \cdot 10^3$	290	780	$153 \cdot 10^3$	195

вание карбонатов происходило не сразу, а после 10 суток, причем, с увеличением кальция в воде увеличивалось количество выделенных карбонатов. Такое предположение вполне согласуется с литературными данными о том, что многие пресноводные организмы, в том числе и элодея, роголистник, ряска и т. д., в результате жизнедеятельности могут выделять на своей поверхности карбонаты кальция (Воронихин, 1953). Возможно, что в условиях наших опытов происходило выделение карбонатов на поверхности роголистника и ряски; растения, взятые на радиометрический анализ, содержали и радиостронций, который изоморфно захватывался с карбонатами кальция. Полученные данные, таким образом, были искусственно завышены.

Для проверки правильности нашего предположения необходимо было проследить за процессом выделения карбонатов кальция на поверхности растений и при этом определить коэффициент соосаждения радиостронция с кальцием. Исходя из этого, поставили третью серию опытов. Чтобы получить более полные данные, опыты поставили, в отличие от первых двух серий, в условиях монокультур. Это давало возможность проследить за выделением карбонатов кальция каждым видом в отдельности. Опыты провели с четырьмя видами растений при исходной концентрации кальция в воде от 30 до 480 *мг/л*. Как показали визуальные наблюдения, выделение карбонатов кальция на поверхности растений началось на шестой — седьмой день после начала опытов. По мере выделения карбонаты кальция частично падали на дно сосудов, а часть задерживалась на поверхности растений. Через 16 дней взяли пробы растений и воды для радиометрического анализа: осадок с растений тщательно смывался дистиллированной водой. Результаты определения содержания радиостронция в воде и растениях представлены в табл. 3. Концентрация радиостронция в растениях, независимо от вида, закономерно уменьшалась с увеличением содержания кальция в воде, и коэффициенты накопления соответственно уменьшались. Таким образом, данные этого опыта окончательно подтвердили наше предположение о том, что независимость накопления радиостронция роголистником от содержания кальция в воде связана с образованием карбонатов кальция на поверхности растений.

Таблица 3

Зависимость накопления стронция-90 пресноводными растениями от концентрации кальция в воде (исходная концентрация стронция-90 во всех вариантах 50 *имп/мин мл*)

Вид	Вариант	Концентрация Ca^{++} в воде, *мг/мл*		Концентрация Sr, *имп/мин*		Коэффициент накопления
		в начале опыта	в конце опыта	на 1 *мл* воды	на 1 *г* сухого вещества	
Кладофора . .	I	0,030	0,014	32	33500	1050±22
	II	0,060	0,022	30	25500	850±32
	III	0,120	0,061	45	19300	430±9
	IV	0,240	0,161	36	6575	182±6
	V	0,480	0,415	32	3100	97±2
Уруть . . .	I	0,30	0,019	46	46700	1000±30
	II	0,60	0,030	44	32380	740±32
	III	0,120	0,068	45	18750	415±15
	IV	0,240	0,178	52	11600	226±7
	V	0,480	0,400	50	4700	95±8
Элодея	I	0,030	0,013	15	22100	1490±35
	II	0,060	0,021	17	17400	1020±30
	III	0,120	0,057	25	9600	381±20
	IV	0,240	0,152	35	4600	132±8
	V	0,480	0,364	29	2220	77±5
Роголистник	I	0,030	0,018	26	15770	628±9
	II	0,060	0,037	28	10050	364±35
	III	0,120	0,065	29	7300	250±23
	IV	0,240	0,163	29	3075	121±9
	V	0,480	0,392	37	1735	47±3

В конце опыта осадок карбонатов кальция, выделенный растениями, собирали со дна стаканов пипеткой, переносили на фильтр, промывали несколькими порциями дистиллированной воды с последующим растворением его в кислоте и определением в фильтрате концентраций кальция и радиостронция. Одновременно определяли концентрацию кальция и радиостронция в воде после удаления карбонатного осадка. Из полученных данных рассчитывался коэффициент распределения ($K_р$) радиостронция между кальцием воды и кальцием карбонатного осадка по формуле

$$K_р = \frac{\text{радиостронций: кальций в осадке}}{\text{радиостронций: кальций в воде}}.$$

Вычисленный коэффициент распределения по данной формуле колеблется около среднего значения 0,3 и не зависит ни от вида растений, ни от содержания кальция в воде. Эти данные представлены в табл. 4.

Так как в этой серии опытов происходило сильное выделение карбонатов кальция, то в конце опыта (как показали результаты определения кальция в воде) наблюдалось резкое снижение содержания кальция в воде всех вариантов: на 50—60% — во всех сосудах I—II—III вариантов, а в двух последних на 15—20% от исходных концентраций. Эти данные представлены в табл. 3. На основании полученных данных о содержании кальция в воде и растениях были рассчитаны соответствующие коэффициенты накопления кальция (табл. 5); так же как и у радиостронция, они закономерно падали с увеличением содержания кальция в воде. Сравнивая коэффициенты накопления этих двух элементов данными видами растений (табл. 5), можно отметить, что однозначной картины не получалось: коэффициенты накопле-

Таблица 4

Соосаждение стронция-90 с карбонатами кальция, выделенных из воды пресноводными растениями

Вид	Концентрация кальция, *мг/мл* воды	Концентрация радиостронция, *имп/мин* на 1 *мл* воды	Количество радиостронция, *имп/мин*		K_p, $\frac{Sr^{90}:Ca_{в\ осадке}}{Sr^{90}:Ca_{в\ воде}}$
			на 1 *мг* кальция воды	на 1 *мг* кальция карбонатных осадков	
Элодея	0,021	17,5	835	276	0,32
	0,057	25,0	440	145	0,32
	0,155	34,5	223	72	0,33
	0,360	29,0	80	25	0,31
Уруть	0,030	46,0	1430	528	0,37
	0,178	57,0	320	115	0,36
Роголистник	0,154	28,0	181	51	0,28
	0,400	44,0	65	21	0,32
Кладофора . .	0,061	54,0	885	248	0,29
	0,161	36,0	222	67	0,31

ния кальция кладофорой, урутью больше, чем радиостронция, а коэффициенты накопления кальция и радиостронция элодеей приблизительно одинаковы. Исходя из полученных значений коэффициентов накопления этих двух элементов пресноводными растениями, были определены коэффициенты дискриминации (*КД*) для урути, элодеи и кладофоры по формуле

$$KD = \frac{KH_{Sr^{90}}}{KH_{Ca}},$$

где $KH_{Sr^{90}}$ — коэффициент накопления радиостронция;

KH_{Ca} — коэффициент накопления кальция данным видом.

Таблица 5

Коэффициенты накопления кальция пресноводными растениями

Вид	Концентрация Ca^{++}, *мг*		Коэффициент накопления		Коэффициент дискриминации
	мл воды	*г* сухого веса	Ca	Sr^{90}	
Кладофора	0,0144	22	1570	1000	0,65
	0,022	50	1300	850	0,65
	0,061	60	1000	430	0,43
	0,161	88	540	182	0,34
	0,415	90	225	97	0,43
Уруть . .	0,019	30	1570	1000	0,64
	0,030	30	1000	740	0,74
	0,068	50	730	415	0,58
	0,178	82	460	226	0,49
	0,400	80	200	95	0,48
Элодея . .	0,0132	160	1200	1500	1,25
	0,021	190	945	1020	1,05
	0,057	21,5	375	381	1,0
	0,152	22,0	145	132	0,9
	0,364	25	68	77	1,11

Как видно из табл. 5, коэффициент дискриминации для элодеи равен примерно 1, а для урути и кладофоры — в среднем 0,6. При этом нужно отметить, что у всех изученных видов растений эта величина, в пределах изученных концентраций кальция в воде, не зависела от содержания последнего. Анализируя все данные, полученные в опытах, можно предположить, что, возможно, видовое различие величины коэффициента дискриминации связано с формой нахождения этих двух элементов в растениях, а именно, с карбонатами кальция. Такое наше предположение вполне вытекает из данных, полученных по определению коэффициента соосаждения радиостронция с карбонатами кальция, выделенных растениями.

ВЫВОДЫ

1. Установлено, что с повышением общей концентрации кальция в воде (от 30 до 480 *мг/л*) накопление радиостронция пресноводными растениями соответственно уменьшалось.

2. С повышением содержания кальция в воде увеличивалось выделение карбонатов кальция на поверхности некоторых видов пресноводных растений; так как с карбонатами кальция изоморфно захватывался и радиостронций, то четкой картины зависимости накопления радиостронция от содержания кальция в воде не наблюдалось.

3. Величина коэффициента соосаждения радиостронция с карбонатами кальция, выделенного на поверхности некоторых видов пресноводных растений (элодея, уруть, роголистник, кладофора), не зависела ни от вида растений, ни от содержания кальция в воде и равнялась примерно 0,3.

4. Определение коэффициента дискриминации $\frac{Sr:Ca_{\text{в растении}}}{Sr:Ca_{\text{в воде}}}$ у некоторых пресноводных гидробионтов показало, что величина коэффициента дискриминации варьирует от вида к виду. Возможно, что видовое различие этих величин связано с формой нахождения этих элементов в растениях.

ЛИТЕРАТУРА

Воронихин Н. Н. Растительный мир континентальных водоемов. М., Изд-во АН СССР, 1953.

Гецова А. Б. О накоплении различных радиоизотопов водными насекомыми.— Тезисы докл. 4 съезда Всесоюз. энтомолог. о-ва. Тбилиси, 1959.

Гецова А. Б. и Г. А. Волкова. О накоплении и выделении Sr^{90} и Cs^{187} ручейником *Halesus interpunctatus Zett.*— Докл. АН СССР, 1961, т. 139, № 2.

Гилева Э. А. О коэффициентах накопления радиоизотопов пресноводными водорослями.— Докл. АН СССР, 1960, т. 132, № 4.

Гилева Э. А. О накоплении протококковой водорослью *Scenedesmus quadricauda* двенадцати радиоизотопов из водного раствора.— Тезисы докл. на Всесоюз. совещании по культивированию одноклеточных водорослей. Л., 1961 (ЛГУ).

Лебедева Г. Д. Планктон как индикатор загрязнения пресных водоемов радиоактивными веществами.— Мед. радиол., 1957, № 4.

Лебедева Г. Д. Накопление стронция-90 мальками карпа и верховки.— Распределение, биологическое действие и миграция радиоактивных изотопов. М., Медгиз, 1961.

Марей А. Н. Гигиеническая оценка радиоактивного стронция как фактора загрязнения внешней среды.— Мед. радиол., 1957, № 5.

Милютина Г. А. и Е. А. Тимофеева-Ресовская. Накопление пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. О накоплении элодеей, роголистником, ряской, харой из водных растворов некоторых радиоизотопов при однократном внесении последних.— Бюлл. МОИП, сер. биол., 1959, т. 64, № 4.

Тимофеева-Ресовская Е. А. и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. II. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов прудовиком.— Бюлл. МОИП, 1958, т. 63, № 5.

Pickering D. C. a. I. W. Lucas. Uptake of radiostrontium by an algae, and infiuenceof calcium ion in the water.— Nature, 1962, vol. 193.

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Е. А. ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКАЯ, А. Б. ГЕЦОВА и Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

О ВЛИЯНИИ ЭТИЛЕНДИАМИНТЕТРААЦЕТАТА (ЭДТА) НА КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ РАДИОИЗОТОПОВ ИЗ ВОДНОГО РАСТВОРА ПРЕСНОВОДНЫМИ ГИДРОБИОНТАМИ

В общем контексте созданного В. И. Вернадским учения о биосфере (Вернадский, 1921, 1925, 1926[1], 1929, 1934, 1938, 1940; Виноградов, 1933, 1935, 1938, 1944, 1945; Бруновский, 1932; Бруновский, Кунашева, 1935) и сформулированной и разработанной В. Н. Сукачевым (Сукачев, 1945, 1947, 1948, 1949, 1950) биогеоценологии, в особенности ее экспериментального подразделения (Тимофеев-Ресовский, 1957—1960), большое значение имеет изучение концентрации и накопления живыми организмами различных, в особенности редких и рассеянных химических элементов из окружающей их среды. В нашей лаборатории проводится ряд опытов, в частности, по изучению коэффициентов накопления (то есть отношение концентрации данного элемента в организме и в среде) радиоактивных изотопов различных химических элементов из водных растворов разными видами пресноводных организмов (Агафонов, 1956, 1958; Тимофеева-Ресовская, 1956, 1957, 1963; Тимофеева-Ресовская и др., 1958а; Тимофеева-Ресовская и Тимофеев-Ресовский, 1958б, 1960а и б). Выяснилось, что в общем пресноводные организмы обладают по отношению к большинству элементов, находящихся в растворе в ничтожных концентрациях, сравнительно очень высокими коэффициентами накопления. При этом намечаются известные закономерности, выражающиеся в определенной градации химических элементов по отношению к коэффициентам накопления их гидробионтами, а также специфические различия в накоплении определенных элементов разными видами пресноводных организмов. Конечно, необходимо собирать еще очень много фактического материала по коэффициентам накопления разных элементов различными группами и видами гидробионтов, ограничиваясь пока установлением чисто феноменологических закономерностей и классификаций. Но уже сейчас возникает вопрос о возможных механизмах такого накопления; для высказывания обоснованных суждений о характере сорбционных процессов, комплексообразования или химических соединений, играющих роль в управлении минеральным обменом микроэлементов и при их накоплении, необходимо расширить круг опытов, введя известные сопутствующие факторы.

[1] Цит. по изданию 1960 г.

При изучении распределения и выделения инкорпорированных радиоизотопов у млекопитающих было обнаружено большое влияние на минеральный обмен ряда комплексонов (Семенов, 1957, 1958; Трегубенко, 1958; Семенов и Трегубенко, 1957). В связи с этим напрашивается идея о возможном значении биокомплексонов в минеральном обмене живых организмов. В биологических экспериментах разного рода лучше всего изученным в настоящее время комплексоном является, пожалуй, этилендиаминтетраацетат (ЭДТА или трилон-Б).

Известно, что некоторые из применяемых в биологических опытах радиоизотопов (в тех формах, в которых они употребляются в экспериментах) обладают сравнительно очень высокими константами устойчивости в комплексных соединениях с ЭДТА, другие — более низкими, а третьи не образуют таких комплексных соединений. В связи с этим представляет интерес провести опыты по изучению влияния ЭДТА на коэффициенты накопления возможно большего числа различных радиоизотопов разными видами пресноводных организмов.

В настоящей работе описываются результаты опытов по влиянию ЭДТА на коэффициенты накопления четырьмя видами пресноводных растений, пиявками и личинками комаров радиоактивных изотопов одиннадцати различных химических элементов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Материалом опытов служили элодея (*Elodea canadensis* Rich.), роголистник (*Ceratophyllum demersum* L.), ряска (*Lemna minor* L.), хара (*Chara fragilis* Desw.), пиявки из рода *Herpobdella* и личинка комаров *Culex pipiens pipiens* L. Опыты с растениями и пиявками проводились с радиоактивными изотопами серы-35, железа-59, кобальта-60, цинка-65, стронция-90, иттрия-91, циркония-95, ниобия-95, рутения-106, цезия-137 и церия-144. Опыты с комарами были проведены со стронцием-90, рутением-106, цезием-137 и церием-144.

Все опыты с растениями и пиявками проводились в трехлитровых стеклянных сосудах с озерной водой, с элодеей и роголистником — в сосудах без грунта (песка), с ряской и харой — в таких же сосудах со слоем песка толщиной 3 *см* на дне. С харой и ряской, кроме того, был проведен опыт в сосудах с песком и без песка с радиоизотопом стронция. Во все сосуды помещалось примерно одинаковое по массе количество растений, около 8 *г* сырого веса. Пиявки также помещались в трехлитровые сосуды, в которых, кроме того, находилось некоторое количество элодеи. Опыты проводились по следующей схеме. С каждым изотопом и с каждым видом растений и с пиявками ставилось по 4 сосуда с одинаковыми исходными концентрациями соответствующего радиоизотопа, из которых в два сосуда прибавлялся ЭДТА в концентрации 400 *мг/л*. Все радиоизотопы вносились в концентрации, дававшей примерно 1000 распадов в минуту на 1 *мл* воды. Из всех сосудов с растениями через 2, 4, 8 и 16 дней, а с пиявками — через 4, 8 и 16 дней после начала опыта брали по две параллельных пробы воды и живых организмов. Пробы воды (1 *мл*) выпаривались, а растения и пиявки взвешивались, высушивались до постоянного веса и растирались в порошок. Все пробы просчитывались на одной счетной установке «Б» с торцовым счетчиком Т-25—БФЛ. Так как данные из повторностей и обеих параллельных проб давали хорошее совпадение, то весь материал усреднялся по всем четырем пробам. Методика опытов с комарами сводилась к следующему. Объектом служили *Culex pipiens pipiens* L. Их личинки от первого до четвертого возраста были выловлены из больших бачков, стоящих открыто на территории биостанции, и посажены в поллитровые

стеклянные сосуды (400 *мл* озерной воды) с веточками элодеи и роголистника. Опыты были проведены со стронцием-90, рутением-106, цезием-137 и церием-144. С каждым радиоизотопом было поставлено по четыре сосуда, два с чистой озерной водой и два с раствором ЭДТА(400 *мг* на 1 *л* воды). Во все сосуды в начале опыта прибавлялось одинаковое количество соответствующего радиоизотопа, из расчета примерно около 1000 распадов в минуту на 1 *мл* воды. На третий, пятый и двадцать второй день брали пробы личинок и куколок, а имаго — на третий, пятый и десятый день. Одновременно брали пробы воды объемом в 1 *мл*.

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ

Опыты с растениями. Результаты опытов с элодеей по каждому элементу приводятся в табл. 1. Сера дает относительно высокие концентрации в воде и низкие — в растении с низкими в среднем коэффициентами накопления, на которые не влияет присутствие ЭДТА. По железу, кобальту и цинку коэффициенты накопления из воды значительно, на два порядка величин, выше, чем по сере, а ЭДТА оказывает весьма резкое влияние, снижая коэффициент накопления на 1—2 порядка величин, особенно у кобальта и цинка. Стронций дал менее высокие коэффициенты накопления, но, в отличие от трех предыдущих элементов, присутствие ЭДТА в воде во всех временных точках заметно повысило их. Иттрий как по коэффициентам накопления, так и по действию на них ЭДТА (резкое снижение) сходен с железом, кобальтом и цинком. Цирконий, ниобий и рутений характеризуются заметным, но не резким снижением коэффициентов их накопления элодеей в присутствии ЭДТА, причем рутений дает в среднем несколько более низкие коэффициенты, чем цирконий и ниобий. По цезию получены относительно низкие коэффициенты накопления, а присутствие ЭДТА, так же как у стронция, заметно повышает их во всех временных точках. Наконец, церий по полученным результатам сходен с железом, кобальтом, цинком и иттрием: коэффициенты накопления относительно высокие, но они резко снижаются в присутствии ЭДТА.

На роголистнике (табл. 2) получены в принципе те же результаты, что и на элодее. Сера дает низкие коэффициенты накопления, не реагирующие на присутствие ЭДТА. Железо, кобальт, цинк, иттрий и церий дают относительно высокие коэффициенты накопления, чрезвычайно резко понижающиеся в присутствии ЭДТА. Цирконий, ниобий и рутений менее резко реагируют на ЭДТА. По стронцию и цезию коэффициенты накопления в присутствии ЭДТА в несколько раз повышаются, причем цезий, так же как в опыте с элодеей, дает в среднем относительно низкие коэффициенты накопления.

Результаты опыта с ряской (табл. 3) в общем также соответствуют предыдущим. Сера при низких коэффициентах накопления не реагирует на присутствие ЭДТА. Железо, кобальт, цинк, иттрий и церий в присутствии ЭДТА опять дают резкое, а цирконий, ниобий и рутений — значительно более слабое снижение коэффициентов накопления, в то время как по стронцию и цезию таковые несколько повышаются. В опытах с ряской выделяются высокие конечные коэффициенты накопления железа, цинка, циркония и церия в присутствии ЭДТА.

Опыты с харой (табл. 4) вполне подтверждают данные предыдущих исследований. Сера дает низкие коэффициенты накопления, не реагирующие на присутствие ЭДТА; железо, кобальт, цинк, иттрий и церий в присутствии ЭДТА дают резкое, а цирконий, ниобий и рутений значительно более слабое понижение коэффициентов накопления, в то время как по стронцию и цезию они несколько повышаются. В отсутствии ЭДТА у хары особенно высокие коэффициенты накопления по железу и церию.

Таблица 1

Опыты с элодеей
Концентрации 11 различных радиоизотопов в воде (тысяча распадов в минуту на 1 *мл*) и в растении (тысяча распадов в минуту на 1 *г* сухого вещества), а также коэффициенты накопления в контроле и при внесении ЭДТА

Радиоизотоп	Показатель	2 суток		4 суток		8 суток		16 суток	
		Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА
Сера	Элодея	6,45	13,2	13,4	15,1	24,0	24,6	31,4	39,0
	Вода	0,845	0,775	0,84	0,75	0,83	0,835	0,82	0,815
	Коэффициент накопления	8	17	16	20	29	29	38	48
Железо	Элодея	210,0	40,0	376,0	97,0	294,0	105,0	280,0	124,0
	Вода	0,24	0,51	0,1	0,475	0,035	0,45	0,035	0,415
	Коэффициент накопления	875	78	3760	202	8400	233	8000	300
Кобальт	Элодея	700,5	5,38	741,3	5,15	865,0	12,0	1190,0	7,3
	Вода	0,745	0,94	0,665	0,875	0,52	0,875	0,345	0,86
	Коэффициент накопления	940	6	1120	6	1660	14	3450	8
Цинк	Элодея	705,7	11,0	—	—	799,0	19,75	847,6	6,85
	Вода	0,02	0,795	—	—	0,605	0,86	0,585	0,89
	Коэффициент накопления	1150	14	—	—	1320	23	1450	8
Стронций	Элодея	369,0	437,0	409,5	464,0	421,0	482,0	379,2	457,0
	Вода	0,9	0,81	0,86	0,795	0,85	0,765	0,835	0,75
	Коэффициент накопления	410	540	475	585	495	630	455	610
Иттрий	Элодея	252,0	9,5	294,0	13,9	218,0	22,9	310,0	22,5
	Вода	0,38	1,03	0,265	1,02	0,165	0,97	0,13	0,96
	Коэффициент накопления	665	9	1160	14	1320	23	2380	23
Цирконий	Элодея	89,5	59,0	154,0	93,5	197,0	194,0	318,0	152,0
	Вода	0,35	0,4	0,2	0,345	0,145	0,31	0,07	0,295
	Коэффициент накопления	266	147	770	345	1360	625	4550	515
Ниобий	Элодея	31,0	18,7	31,7	27,4	37,2	27,8	34,4	32,0
	Вода	0,04	0,06	0,03	0,06	0,015	0,045	0,01	0,035
	Коэффициент накопления	775	288	1050	455	2480	620	3440	915
Рутений	Элодея	96,0	63,7	202,0	89,9	338,0	233,5	705,0	307,5
	Вода	0,805	0,835	0,76	0,85	0,64	0,81	0,58	0,815
	Коэффициент накопления	120	76	266	106	530	288	1210	378
Цезий	Элодея	43,6	83,0	52,75	136,25	76,0	155,8	93,75	228,0
	Вода	0,94	0,825	0,92	0,875	0,96	0,9	0,97	0,91
	Коэффициент накопления	46	100	57	155	79	173	97	250
Церий	Элодея	645,0	20,35	481,25	39,5	682,5	53,75	528,5	140,0
	Вода	0,355	0,94	0,335	0,855	0,23	0,92	0,135	0,78
	Коэффициент накопления	1820	22	1430	46	2970	58	3900	177

Таблица 2

Опыты с роголистником

Концентрации 11 различных радиоизотопов в воде (тысяча распадов в минуту на 1 *мл*) и в растении (тысяча распадов в минуту на 1 *г* сухого веса), а также коэффициенты накопления в контроле и при внесении ЭДТА

Радиоизотоп	Показатель	2 суток		4 суток		8 суток		16 суток	
		Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА
Сера	Роголистник	9,8	5,2	24,4	46,5	70,0	35,0	41,5	34,3
	Вода	0,99	0,935	0,94	0,88	0,9	0,85	0,89	0,84
	Коэффициент накопления	10	7	26	53	78	41	47	41
Железо	Роголистник	710	65,0	950,0	95,0	475,0	222,0	203,0	350,0
	Вода	0,165	0,88	0,09	0,79	0,045	0,45	0,035	0,71
	Коэффициент накопления	4300	74	10500	120	10500	295	5800	490
Кобальт	Роголистник	1240,1	1,55	1054,0	12,37	1060,25	14,0	796,0	19,6
	Вода	0,305	0,94	0,255	0,82	0,225	0,86	0,2	1,0
	Коэффициент накопления	4080	2	4132	15	4610	16	3950	20
Цинк	Роголистник	836,3	1,6	1290,0	0,79	935,0	9,35	700,0	40,0
	Вода	0,6	1,03	0,54	0,9	0,36	0,96	0,29	0,66
	Коэффициент накопления	1400	2	2400	1	2560	10	2410	61
Стронций	Роголистник	324,0	1130,0	328,0	1090,0	340,0	790,0	670,0	1150,0
	Вода	0,9	0,49	0,785	0,45	0,69	0,43	0,565	0,41
	Коэффициент накопления	360	2280	420	2410	495	1830	1180	2800
Иттрий	Роголистник	224,0	5,2	274,0	6,2	177,0	11,0	113,0	19,7
	Вода	0,38	1,03	0,265	1,02	0,165	0,97	0,13	0,96
	Коэффициент накопления	590	5	1040	6	1075	11	870	21
Цирконий	Роголистник	22,6	57,5	238,0	125,0	340,0	189,0	500,0	145,0
	Вода	0,35	0,4	0,2	0,345	0,145	0,31	0,070	0,295
	Коэффициент накопления	65	144	1180	360	2340	610	7150	490
Ниобий	Роголистник	19,3	12,2	53,5	18,7	46,5	42,0	18,6	20,6
	Вода	0,04	0,065	0,03	0,06	0,015	0,045	0,01	0,035
	Коэффициент накопления	495	188	1780	312	3100	930	1860	590
Рутений	Роголистник	930,0	326,5	1130,0	459,0	1332,5	500,0	970,0	425,0
	Вода	0,355	0,95	0,44	0,83	0,265	0,83	0,305	0,94
	Коэффициент накопления	2620	344	2560	555	5050	600	3180	455
Цезий	Роголистник	87,75	477,25	109,0	379,5	139,25	483,25	245,0	525,0
	Вода	1,32	1,24	1,285	1,12	1,26	1,21	1,360	1,28
	Коэффициент накопления	66	385	85	338	110	398	180	410
Церий	Роголистник	1435,0	7,940	1760,0	34,0	1242,0	117,6	1057,0	161,0
	Вода	0,485	1,085	0,3	1,01	0,145	0,96	0,042	1,0
	Коэффициент накопления	2950	7	5900	34	8600	123	25 100	160

Таблица 3

Опыты с ряской

Концентрация 11 различных радиоизотопов в воде (тысяча распадов в минуту на 1 *мл*) и в растении (тысяча распадов в минуту на 1 *г* сухого вещества), а также коэффициенты накопления в контроле и при внесении ЭДТА

Радиоизотоп	Показатель	2 суток		4 суток		8 суток		16 суток	
		Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА
Сера	Ряска	90,5	89,0	98,5	108,0	184,0	202,0	206,0	232,0
	Вода	1,28	1,16	1,17	0,99	0,94	0,95	0,7	0,93
	Коэффициент накопления	70	76	84	109	196	213	244	250
Железо	Ряска	202,0	225,0	205,0	230,0	535,0	284,0	278,0	270,0
	Вода	0,3	0,285	0,16	0,255	0,13	0,23	0,02	0,22
	Коэффициент накопления	675	795	1280	900	4100	1230	14 000	1230
Кобальт	Ряска	412,8	15,3	389,5	31,1	345,3	75,6	575,0	161,5
	Вода	0,165	0,975	0,13	0,84	0,115	0,95	0,12	1,0
	Коэффициент накопления	2500	16	3000	37	3000	80	4800	161
Цинк	Ряска	1390,0	21,4	1225,0	17,75	1233,5	20,2	1160,0	33,7
	Вода	0,195	0,835	0,15	0,82	0,11	0,086	0,085	0,98
	Коэффициент накопления	7120	26	8200	22	11 200	23	13 700	34
Стронций	Ряска	162,0	148,0	174,0	126,0	164,0	188,0	183,0	216,0
	Вода	0,78	0,735	0,775	0,73	0,76	0,725	0,73	0,72
	Коэффициент накопления	208	200	225	173	215	260	250	300
Иттрий	Ряска	1230,0	41,2	1160,0	56,2	680,0	65,5	488,0	62,0
	Вода	0,38	1,03	0,265	1,02	0,165	0,97	0,13	0,96
	Коэффициент накопления	3240	40	4400	55	4100	67	3750	65
Цирконий	Ряска	408,0	525,0	590,0	485,0	314,0	306,0	260,0	370,0
	Вода	0,365	0,36	0,155	0,2	0,04	0,14	0,02	0,075
	Коэффициент накопления	1120	1460	3800	2410	7800	2180	13 000	4950
Ниобий	Ряска	34,6	61,0	36,2	76,0	53,5	107,0	45,5	120,0
	Вода	0,065	0,11	0,045	0,07	0,015	0,08	0,015	0,09
	Коэффициент накопления	535	555	800	1090	3550	1340	3040	1330
Рутений	Ряска	916,0	786,5	993,5	982,5	875,0	1362,0	565,0	856,5
	Вода	0,36	0,595	0,24	0,4	0,185	0,375	0,16	0,345
	Коэффициент накопления	2550	1320	4150	2460	4740	3640	3530	2480
Цезий	Ряска	37,15	37,25	54,87	50,0	33,17	35,35	44,0	0,05
	Вода	0,43	0,415	0,28	0,255	0,175	0,16	0,05	33,0
	Коэффициент накопления	86	90	195	195	189	220	880	660
Церий	Ряска	554,0	245,0	446,0	431,0	895,0	449,0	325,0	560,0
	Вода	0,1	0,565	0,04	0,5	0,03	0,46	0,022	0,32
	Коэффициент накопления	5540	435	11 600	860	29 825	975	14 250	1750

Таблица 4

Опыты с харой

Концентрация 11 различных радиоизотопов в воде (тысяча распадов в минуту на 1 *мл*) и в растении (тысяча распадов в минуту на 1 *г* сухого вещества), а также коэффициенты накопления в контроле и при внесении ЭДТА

Радиоизотоп	Показатель	2 суток		4 суток		8 суток		16 суток	
		Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА	Контроль	ЭДТА
Сера	Хара	31,0	24,6	37,0	32,6	70,5	66,5	87,0	144,0
	Вода	1,28	1,16	1,17	0,99	0,94	0,95	0,7	0,93
	Коэффициент накопления	24	21	31	33	75	70	125	155
Железо	Хара	170,0	214,0	225,0	172,0	1440,0	660,0	410,0	216,0
	Вода	0,3	0,285	0,16	0,255	0,13	0,23	0,02	0,22
	Коэффициент накопления	570	755	1400	675	11 000	2860	20 000	980
Кобальт	Хара	460,2	6,4	661,0	10,1	495,5	13,9	465,6	250,3
	Вода	0,165	0,975	0,13	0,84	0,045	0,95	0,12	1,0
	Коэффициент накопления	2800	7	5100	12	11 000	15	3880	250
Цинк	Хара	468,75	20,4	452,5	9,2	311,5	9,06	360,0	7,53
	Вода	0,195	0,835	0,15	0,82	0,11	0,86	0,085	0,98
	Коэффициент накопления	2400	24	3000	11	2810	10	4250	8
Стронций	Хара	226,0	268,0	260,0	216,0	197,0	204,0	124,0	165,0
	Вода	0,78	0,735	0,775	0,73	0,76	0,725	0,73	0,72
	Коэффициент накопления	290	365	335	296	260	285	170	230
Иттрий	Хара	530,0	9,7	675,0	24,4	840,0	24,4	930,0	45,0
	Вода	0,38	1,03	0,265	1,02	0,165	0,97	0,13	0,96
	Коэффициент накопления	1400	9	2540	24	5100	25	7150	47
Цирконий	Хара	350,0	315,0	495,0	540,0	520,0	515,0	635,0	690,0
	Вода	0,365	0,36	0,155	0,2	0,04	0,14	0,02	0,075
	Коэффициент накопления	960	880	3200	2700	13 000	3680	31 600	9200
Ниобий	Хара	28,4	42,7	41,0	71,0	73,0	74,5	43,7	80,0
	Вода	0,065	0,11	0,045	0,07	0,015	0,08	0,015	0,09
	Коэффициент накопления	438	388	910	1020	4850	930	2900	890
Рутений	Хара	389,0	237,5	487,0	398,5	600,0	362,0	676,0	566,0
	Вода	0,36	0,595	0,24	0,43	0,185	0,375	0,16	0,345
	Коэффициент накопления	1,080	400	2020	990	3240	965	4230	1640
Цезий	Хара	31,57	36,85	29,4	37,35	22,5	40,2	27,2	35,5
	Вода	0,43	0,415	0,28	0,255	0,175	0,16	0,05	0,05
	Коэффициент накопления	73	89	105	146	128	250	550	710
Церий	Хара	359,0	58,5	568,0	98,5	1022,0	136,0	435,0	265,0
	Вода	0,1	0,565	0,04	0,5	0,03	0,46	0,022	0,32
	Коэффициент накопления	3590	103	14 200	197	34 075	295	19 775	830

Все опыты с элодеей и роголистником проводились в сосудах без песчаного грунта, а с ряской и харой — в сосудах с песком. Со стронцием на

Таблица 5

Опыты с харой и ряской
Концентрации и коэффициенты накопления стронция в контроле и в присутствии ЭДТА в воде в стеклянных сосудах с песком и без песка

Вариант	Ряска		Хара	
	с песком	без песка	с песком	без песка
Растение				
Контроль	180 000	275 000	171 000	218 000
ЭДТА	212 000	290 000	193 000	284 000
Вода				
Контроль	800	840	800	840
ЭДТА	760	760	760	760
Коэффициент накопления				
Контроль	225	330	215	260
ЭДТА	280	380	255	375

ряске и харе были проведены опыты в сосудах с песком и без песка (табл.5). Те и другие опыты дали в общем сходные результаты; в присутствии песка все коэффициенты накопления немного ниже, но это понижение статистически не достоверно.

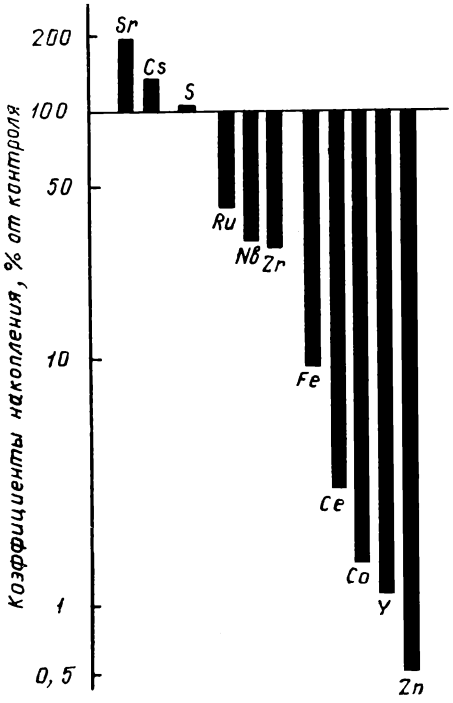


Рис. 1. Коэффициенты накопления 11 различных радиоизотопов, усредненные по четырем видам растений (элодея, роголистник, ряска и хара) из раствора ЭДТА.

В опытах со всеми четырьмя видами растений были, таким образом, получены в основном совершенно сходные результаты: в присутствии ЭДТА одни и те же пять элементов (железо, кобальт, цинк, иттрий и церий) весьма резко, а три элемента (цирконий, ниобий и рутений) значительно меньше снизили коэффициенты накопления, один элемент (сера) не реагирует, у двух (стронций и цезий) ЭДТА несколько повышает коэффициенты накопления. Результаты всех опытов с приведением лишь конечных коэффициентов накопления (на восьмые и шестнадцатые сутки, а также среднего из них) показаны в табл. 6. В табл. 7 приведены конечные коэффициенты накопления всех 11 элементов из воды и из раствора ЭДТА четырьмя изученными видами растений и в среднем по всем этим видам; кроме того, коэффициенты накопления из раствора ЭДТА выражены в процентах от таковых из воды, где они приняты за контроль.

Из этой таблицы, а еще нагляднее из рис. 1, видно, что все 11 изученных элементов подразделяются на 4 группы: в первую входят стронций и цезий

Таблица 6

Коэффициенты накопления элодеей, роголистником, ряской и харой различных радиоизотопов из раствора в чистой озерной воде и при внесении ЭДТА

Элемент	Вариант	Элодея			Роголистник			Ряска			Хара		
		Коэффициент накопления		Среднее	Коэффициент накопления		Среднее	Коэффициент накопления		Среднее	Коэффициент накопления		Среднее
		8 суток	16 суток		8 суток	16 суток		8 суток	16 суток		8 суток	16 суток	
Сера	Контроль	30	40	35	80	50	65	195	245	220	75	125	100
	ЭДТА	30	50	40	40	40	40	215	250	230	70	155	120
Железо	Контроль	8400	8000	8200	10 500	5800	8150	4100	14 000	9050	11 000	20 000	15 500
	ЭДТА	235	300	265	295	500	400	1230	1230	1230	2850	980	1915
Кобальт	Контроль	1660	3450	2550	4610	3950	4280	3000	4800	3900	11 000	3880	7440
	ЭДТА	15	10	10	15	20	20	80	160	120	15	250	130
Цинк	Контроль	1320	1450	1380	2560	2410	2490	11 200	13 700	12 400	2810	4250	3530
	ЭДТА	25	10	20	10	60	35	25	35	30	10	10	10
Стронций	Контроль	495	455	460	495	1180	835	215	250	225	325	195	260
	ЭДТА	630	610	620	1830	2800	2315	260	300	280	405	345	375
Иттрий	Контроль	1320	2380	1850	1075	870	970	4100	3750	3925	5100	7150	6125
	ЭДТА	25	25	25	10	20	15	65	65	65	25	45	35
Цирконий	Контроль	1360	4550	2955	2340	7150	4750	7800	13 000	10 400	13 000	31 600	22 300
	ЭДТА	625	515	570	610	490	550	2180	4950	3565	3680	9200	6440
Ниобий	Контроль	2480	3440	2960	3100	1860	2480	3550	3040	3295	4850	2900	3875
	ЭДТА	620	915	770	930	590	760	1340	1330	1335	930	890	910
Рутений	Контроль	530	1210	870	5050	3180	4115	4740	3530	4135	3000	4225	3610
	ЭДТА	290	375	335	605	455	530	3640	2480	3060	985	1630	1310
Цезий	Контроль	80	95	90	110	180	150	190	880	535	130	550	340
	ЭДТА	175	250	215	395	410	400	220	660	440	250	710	480
Церий	Контроль	2970	3900	3435	8600	25 100	16 850	29 825	14 250	22 040	34 075	19 775	26 925
	ЭДТА	55	175	115	120	160	140	975	1750	1360	295	830	560

Таблица 7

Коэффициенты накопления 11 различных радиоизотопов водными растениями из чистой озерной воды (контроль) и раствора ЭДТА (усредненные данные опытов продолжительностью 8 и 16 дней)

Радиоизотоп	Вариант	Элодея		Роголистник		Ряска		Хара		Среднее *	
		Коэффициент накопления	ЭДТА, % от контроля	Коэффициент накопления	ЭДТА, % от контроля	Коэффициент накопления	ЭДТА, % от контроля	Коэффициент накопления	ЭДТА, % от контроля	Коэффициент накопления	ЭДТА, % от контроля
Сера	Контроль	35		65		220		100		105	
	ЭДТА	40	114,0	40	62,0	230	104,0	120	120,0	107	102,0
Железо	Контроль	8200		8150		9050		15 500		10 225	
	ЭДТА	265	3,2	400	4,9	1230	13,5	1915	12,3	950	9,3
Кобальт	Контроль	2550		4280		3900		7425		4550	
	ЭДТА	10	0,4	20	0,5	120	3,1	130	1,7	70	1,5
Цинк	Контроль	1380		2490		12 400		3530		4500	
	ЭДТА	20	1,4	35	1,4	30	0,2	10	0,3	25	0,5
Стронций	Контроль	460		835		225		260		450	
	ЭДТА	620	135,0	2315	280,0	280	118,0	375	145,0	900	200,0
Иттрий	Контроль	1850		970		3925		6125		3210	
	ЭДТА	25	1,4	15	1,6	65	1,7	35	0,6	35	1,1
Цирконий	Контроль	2955		4745		10 400		22 300		10 100	
	ЭДТА	570	19,3	550	11,6	3565	34,0	6440	29,0	2780	28,0
Ниобий	Контроль	2960		2480		3295		3875		3155	
	ЭДТА	770	26,0	760	30,5	1335	40,5	910	23,5	945	30,0
Рутений	Контроль	870		4115		4135		3610		3200	
	ЭДТА	335	38,5	530	13,0	3060	74,0	1310	36,0	1300	41,0
Цезий	Контроль	90		150		535		340		280	
	ЭДТА	215	238,0	400	276,0	440	82,0	480	141,0	385	137,0
Церий	Контроль	3435		16 850		22 040		26 925		17 350	
	ЭДТА	115	3,3	140	0,8	1360	6,2	560	2,1	540	3,1

* Средние коэффициенты накопления каждого элемента по всем видам.

(повышающие в присутствии ЭДТА свои коэффициенты накопления), вторая представлена серой (не реагирующей на ЭДТА), в третью входят цирконий, ниобий и рутений, коэффициенты накопления которых ЭДТА снижает в два-три раза, и, наконец, четвертую группу образуют железо, кобальт, цинк, иттрий и церий, на коэффициенты накопления которых ЭДТА влияет очень резко, снижая их в 10—200 раз.

Опыты с пиявками и комарами. Для более компактного и наглядного представления, как и с растениями, все результаты сведены в таблицы — отдельно для пиявок и комаров. В табл. 8 приведены результаты всех опытов с пиявками. Низкие коэффициенты накопления дают стронций, рутений, цезий и особенно сера; кобальт и цирконий дают более высокие, цинк, иттрий и церий еще более высокие, а железо и ниобий — самые высокие коэффициенты накопления. На присутствие ЭДТА сера не реагирует, железо, кобальт, цинк, иттрий и церий резко, а рутений, ниобий и цирконий в значительно меньшей степени понижают, тогда как стронций и цезий заметно повышают коэффициенты накопления. В этой таблице для всех трех временных точек, кроме коэффициентов накопления, приведены

Таблица 8

Концентрация 11 различных радиоизотопов в воде (тысяча распадов в минуту на 1 *см*³) и в пиявках (тысяча распадов в минуту на 1 *г* сухого веса) через 4,8 и 16 суток после начала опыта в контроле и при внесении ЭДТА 400 *мг/л*

Радиоизотоп	Вариант	4 суток			8 суток			16 суток		
		Концентрация		Коэффициент накопления	Концентрация		Коэффициент накопления	Концентрация		Коэффициент накопления
		в воде	в пиявках		в воде	в пиявках		в воде	в пиявках	
Сера-35	Контроль	0,840	2,8	3	0,830	3,0	4	0,820	4,0	380
	ЭДТА	0,750	1,77	2	0,830	2,5	3	0,820	4,1	31
Железо-59	Контроль	0,100	14,6	146	0,035	9,4	270	0,035	13,3	610
	ЭДТА	0,470	22,8	48	0,450	11,35	25	0,415	12,85	2
Кобальт-60	Контроль	0,665	19,5	29	0,520	27,8	52	0,345	212,0	615
	ЭДТА	0,875	5,12	6	0,875	4,5	5	0,860	2,1	20
Цинк-65	Контроль	0,620	22,1	36	0,605	74,0	122	0,585	72,0	123
	ЭДТА	0,795	7,0	9	0,860	26,6	31	0,890	18,1	16
Стронций-90	Контроль	0,860	10,5	12	0,850	9,6	11	0,835	4,6	5
	ЭДТА	0,790	11,5	15	0,765	14,0	18	0,750	12,1	16
Иттрий-91	Контроль	0,265	14,1	53	0,165	22,1	134	0,130	20,0	154
	ЭДТА	0,020	27,4	27	0,970	34,8	36	0,960	33,0	34
Цирконий-95	Контроль	0,200	10,3	51	0,145	6,2	43	0,070	13,0	185
	ЭДТА	0,345	12,1	35	0,310	26,0	84	0,295	33,0	112
Ниобий-95	Контроль	0,030	17,1	570	0,015	8,6	575	0,010	3,0	480
	ЭДТА	0,060	10,7	178	0,045	11,0	244	0,035	14,5	415
Рутений-106	Контроль	0,760	4,4	6	0,530	6,3	12	0,580	25,5	44
	ЭДТА	0,850	3,5	4	0,810	9,4	11	0,815	33,0	40
Цезий-137	Контроль	0,920	5,55	6	0,960	8,85	9	0,970	11,0	11
	ЭДТА	0,875	32,3	37	0,900	25,3	28	0,910	49,1	54
Церий-144	Контроль	0,335	5,5	16	0,230	27,85	120	0,135	16,7	124
	ЭДТА	0,855	2,85	3	0,920	9,1	10	0,790	17,1	22

также концентрации соответствующих радиоизотопов в воде и в пиявках в опытах с чистой водой и с раствором ЭДТА.

В табл. 9 приведены усредненные из двух последних сроков проб коэффициенты накопления всех 11 элементов пиявками из чистой озерной воды

Таблица 9

Коэффициенты накопления пиявками 11 различных радиоизотопов из воды (контроль) и из раствора ЭДТА (усредненные данные опытов продолжительностью 8 и 16 суток)

Вариант опыта	Сера	Железо	Кобальт	Цинк	Стронций	Иттрий	Цирконий	Ниобий	Рутений	Цезий	Церий
Вода (контроль)	4	440	87	123	8	144	114	437	29	10	122
ЭДТА	4	14	12	24	17	35	98	329	26	41	16
ЭДТА, % контроля	100	3,2	14	20	213	24	86	75	93	410	13

и раствора ЭДТА; первые приняты за контроль (100%), а вторые выражены в процентах от первых (последняя горизонтальная строка таблицы).

Таблица 10

Коэффициенты накопления радиоизотопов личинками, куколками и имаго комаров из воды (контроль) и из раствора ЭДТА (усредненные данные опытов продолжительностью 3,5 и 22 суток)

Радиоизотоп	Вариант	Личинки	Куколка	Имаго	Среднее	ЭДТА, % контроля
Стронций-90	Контроль	1016	270	644	643	
	ЭДТА	1520	1125	1197	1281	200
Рутений-106	Контроль	1583	240	644	822	
	ЭДТА	557	170	100	275	33,4
Цезий-137	Контроль	197	107	161	155	
	ЭДТА	115	63	121	100	64,5
Церий-144	Контроль	3500	200	17	1239	
	ЭДТА	91	15	7	38	3,1

Из этой таблицы весьма ясно видны упомянутые выше соотношения: отсутствие влияния ЭДТА на коэффициент накопления серы (100%), слабое снижение коэффициентов накопления циркония, ниобия и рутения (86, 75 и 93%), резкое снижение — по железу, кобальту, цинку, иттрию и церию (3,2, 14, 20, 24, и 13%) и заметное повышение коэффициентов накопления в присутствии ЭДТА по стронцию и цезию (213 и 410%).

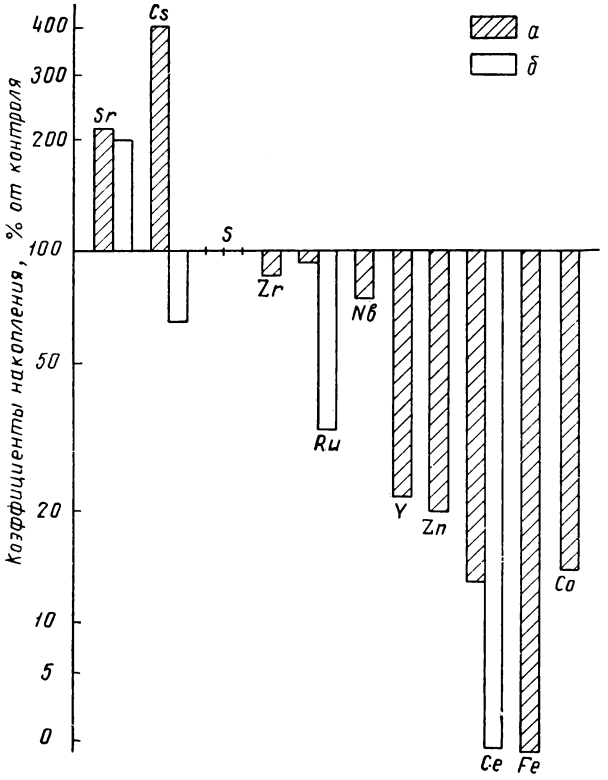


Рис. 2. Коэффициенты накопления радиоизотопов пиявками *а* и комарами *б*, выраженные в процентах.

В табл. 10 приведены коэффициенты накопления личинками, куколками и имаго комаров (усредненные из 3, 5, 10 и 22 суток) стронция, рутения, цезия и церия из чистой воды и из раствора ЭДТА. В присутствии ЭДТА коэффициенты накопления стронция повысились, рутения и цезия — несколько снизились, а по церию понизились весьма сильно. В отличие от растений и пиявок, коэффициент накопления цезия у комаров не повысился, а даже немного снизился.

На рис. 2 приведены коэффициенты накопления пиявками и комарами всех изученных элементов из растворов ЭДТА. Та же группа элементов, что и у растений (железо, кобальт, цинк, итрий и церий), резко снижает коэффициенты накопления, сера не реагирует на присутствие ЭДТА, цир-

коний, ниобий и рутений несколько снижают а стронций и цезий (только у пиявок) заметно повышают свои коэффициенты накопления в присутствии ЭДТА.

Таким образом, результаты этих опытов на пиявках и комарах хорошо соответствуют данным, полученным на четырех видах пресноводных растений.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В отношении механизмов, лежащих в основе воздействия ЭДТА на коэффициенты накопления, более или менее однозначно может быть решен вопрос, с одной стороны, для стронция, а с другой — для железа, кобальта, цинка, иттрия и церия. ЭДТА является, как известно, мощным комплексоном для катионов металлов и редких земель. В частности, известно, что комплексные соединения ЭДТА с железом, кобальтом, цинком, иттрием и церием обладают относительно высокими константами устойчивости. Поэтому понятно, что в присутствии молекулярно избыточной концентрации ЭДТА ничтожные концентрации этих элементов в воде образуют весьма стойкие и хорошо растворимые комплексные соединения с ЭДТА, благодаря чему резко повышается их мобильность и соответственно снижается накопление в процессе минерального обмена пресноводных гидробионтов. С другой стороны, также известно, что комплексные соединения ЭДТА с кальцием обладают на два с половиной порядка величины более высокой константой устойчивости, чем со стронцием (но значительно более низкой, чем с железом, кобальтом, цинком, иттрием и церием). Прибавление в воду ЭДТА резко повышает поэтому мобильность кальция, нормально присутствующего в заметных концентрациях как в воде, так и в гидробионтах. Этим, так сказать, освобождается место для накопления аналога кальция — стронция, остающегося (при огромной по сравнению со стронцием концентрации кальция) незакомплексованным. На кальцеприм-ном эффекте (переходе кальция в комплексное соединение с ЭДТА) основано, несомненно, и токсическое действие (так же, как у млекопитающих при введении ЭДТА в кровь) более высоких концентраций ЭДТА в воде. Можно понять и отсутствие влияния ЭДТА на коэффициенты накопления серы, так как с нею этот комплексон вообще не образует комплексных соединений. Не поддается еще однозначному объяснению снижение коэффициентов накопления циркония, ниобия и рутения, а также повышение коэффициента накопления цезия в присутствии ЭДТА, так как по всем данным с этими элементами ЭДТА не должен образовывать стойких комплексных соединений. Возможно, что какое-либо изменение поведения этих элементов связано с нарушением минерального обмена вообще и обмена кальция, в частности, вызываемого присутствием в воде столь мощного комплексона, каким является ЭДТА.

Конечно, для более точного изучения механизмов, лежащих в основе минерального обмена и определяющих коэффициенты накопления различных химических элементов живыми организмами, необходимо проведение еще целого ряда опытов на различных видах пресноводных гидробионтов (так как могут выявиться интересные с аналитической точки зрения исключения) и с применением разных комплексонов и других сопутствующих факторов, влияющих на обмен веществ. Помимо этого, необходимо проводить систематические опыты по «дезактивации» содержащих различные радиоизотопы пресноводных гидробионтов в воде и в ЭДТА; кроме того, на хорошо реагирующих видах следует установить зависимость влияния на коэффициенты накопления различных элементов от концентрации ЭДТА. Все это поможет точнее разобраться в механизмах минерального обмена.

ВЫВОДЫ

1. Проводились опыты по определению коэффициентов накопления радиоактивных изотопов серы, железа, кобальта, цинка, стронция, иттрия, циркония, ниобия, рутения, цезия и церия элодеей, роголистником, ряской, харой и пиявками из чистых водных растворов этих излучателей и из растворов ЭДТА (этилендиаминтетраацетат, 400 *мг/л*), а также по определению коэффициентов накопления стронция, рутения, цезия и церия комарами из чистых водных растворов и растворов ЭДТА.

2. Присутствие в растворе ЭДТА не оказало влияния на коэффициенты накопления серы растениями, пиявками и комарами, повысило коэффициенты накопления (за исключением коэффициента накопления цезия комарами) стронция и цезия, несколько понизило коэффициенты накопления циркония, ниобия и рутения и резко снизило коэффициенты накопления железа, кобальта, цинка, иттрия и церия. Опыты со всеми четырьмя видами растений, пиявками и комарами дали принципиально одинаковые результаты, лишь с небольшими количественными различиями в коэффициентах накопления.

3. В заключение обсуждаются возможные механизмы действия ЭДТА на минеральный обмен и, тем самым, на коэффициенты накопления различных элементов пресноводными гидробионтами.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды.— Тезисы Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.

Агафонов Б. М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков.— Бюлл. Ур. отд. МОИП, вып. 1, 1958.

Бруновский Б. Н. Концентрация радия организмами.— Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР, 1932, т. 2.

Бруновский Б. Н., Кунашева К. Г. Некоторые данные относительно содержания радия в растениях и водах.— Тр. Биогеохим. лабор., 1935, т. 3.

Вернадский В. И. Записки об изучении живого вещества с геохимической точки зрения.— Изв. Росс. АН, 1921, сер. 6, № 15.

Вернадский В. И. Ход жизни в биосфере.— Природа, 1925, № 10, 11, 12.

Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами.— Докл. АН СССР, 1929, сер. А, № 2.

Вернадский В. И. Очерки геохимии. М., Изд-во АН СССР, 1934.

Вернадский В. И. О некоторых основных проблемах биогеохимии. Изв. АН СССР, сер. геол., 1938, т. 18.

Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1940.

Вернадский В. И. Биосфера. Избр. соч., т. 5, М., Изд-во АН СССР, 1960.

Виноградов А. П. Геохимия живого вещества. Л., Изд-во АН СССР, 1933.

Виноградов А. П. Химический элементарный состав организмов моря.— Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР, 1935—1944, т. 3, 4, 6.

Виноградов А. П. Геохимия и биогеохимия.— Усп. хим., 1938, № 7.

Виноградов А. П. К химическому познанию биосферы.— Почвоведение, 1945, № 7.

Семенов Д. И. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. I. Механизм действия комплексонов.— Сборник работ лаборатории биофизики, I. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1957, вып. 9.

Семенов Д. И. Влияние комплексонов на поведение излучателей в организме и механизм действия комплексонов.— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1958, вып. 1.

Семенов Д. И. и И. П. Трегубенко. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. II. Этилендиаминтетраацетат.— Сборник работ лаборатории биофизики, I. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1957, вып. 9.

Сукачев. В. Н. Биогеоценология и фитоценология.— Доклад АН СССР, 1945, т. 47, № 6.

Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии. Юбил. сб. к 30-летию Великой Октябрьской социалистической революции, т. 2. М., Изд-во АН СССР, 1947.

Сукачев В. Н. Фитоценология, биогеоценология и география.— Тр. 2-го Всесоюз. геогр. съезда, 1948, т. 1.

Сукачев В. Н. О соотношении понятий «географический ландшафт» и «биогеоценоз». Вопр. геогр., 1949, № 16.

Сукачев В. Н. (руководитель). Предварительная программа стационарных, комплексных биогеоценологических исследований. Землеведение, н. сер., 1950, № 3.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Тезисы Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Бюлл. МОИП, сер. биол., 1957, т. 63.
Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1963, вып. 30.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Э. И. Попова, Г. Г. Поликарпов. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. I. Концентрация радиоактивных изотопов фосфора, цинка, стронция, рутения, цезия и церия разными видами пресноводных моллюсков.— Бюлл. МОИП, сер. биол., 1958а, т. 63.
Тимофеева-Ресовская Е. А. и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. II. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов прудовиком.— Бюлл. МОИП, сер. биол., 1958б, т. 63.
Тимофеева-Ресовская Е. А. и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О влиянии этилендиаминтетраацетата (ЭДТА) на коэффициенты накопления различных радиоизотопов из водного раствора пресноводными растениями.— Докл. АН СССР, 1960а, т. 130, № 1.
Тимофеева-Ресовская Е. А. и Н. В. Тимофеев-Ресовский. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема. II. Опыты в прудах-отстойниках.— Сборник работ лаборатории биофизики, II, Проблемы биофизики. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1960б, вып. 12.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 42.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема, I.— Сборник работ лаборатории биофизики, II, Проблемы биофизики. Тр. Ин-та УФАН СССР, 1960, вып. 12.
Трегубенко И. П. О некоторых закономерностях поведения излучателей в животном организме.— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1958, вып. 1.

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

В. И. ИВАНОВ

О НАКОПЛЕНИИ РАДИОИЗОТОПОВ НЕКОТОРЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ВОДОЕМАХ

В результате экспериментальных исследований, проведенных за последние годы, все более очевидной становится перспективность применения биологических методов очистки и доочистки радиоактивно загрязненных вод путем пропускания их через слабопроточные водоемы (Taga, 1956; Yoshii Ciishi и др., 1956; Тимофеева-Ресовская, 1957, 1963; Агафонов, 1958). В основе таких биологических методов дезактивации воды лежит отмеченная многими авторами (Тимофеева-Ресовская, 1963) способность гидробионтов (в первую очередь растений) концентрировать самые различные радиоизотопы, в том числе практически важные, из окружающей их водной среды. Мерой для оценки концентрирующей способности организмов служит коэффициент накопления (фактор концентрирования, кратность накопления), выражаемый отношением концентраций того или иного элемента в организме и среде.

Большинство экспериментальных исследований по изучению коэффициентов накопления проводится в непроточных водоемах с однократным внесением изотопа в начале опыта и определением характера его распределения в системе гидробионт — раствор после достижения равновесия. В дезактивационных установках условия отличаются от описанных тем, что радиоизотопы обычно поступают в систему непрерывно в течение всего срока ее работы. Поэтому естественно напрашивается вопрос о том, возможно ли (и в какой мере) экстраполировать довольно обширные данные по коэффициентам накопления, полученные в «статических» условиях, на «динамические» условия очистных установок.

Для решения этого вопроса проведены опыты по изучению накопления радиоизотопов кобальта-60, цинка-65, циркония-95, ниобия-95 и рутения-106 пятью видами пресноводных растений: элодеей (*Elodea canadensis* Rich.), роголистником (*Ceratophyllum demersum* L.), урутью (*Myriophillum spicatum* L.), ряской (*Lemna minor* L.) и водокрасом (*Hydrocharis morsus ranae* L.) в сериях слабопроточных водоемов — бачков. Изучавшиеся объекты — как элементы, так и растения — представляют собой достаточно разнородную и в то же время «среднюю» группу; первые — по типам поведения в водоемах и степени накопления в растениях, вторые — по своей накопительной способности в отношении различных химических элементов. Кроме того, пять изучавшихся растительных видов являются наиболее массовыми в пресных водоемах умеренной зоны и наиболее легко культивируемыми в искусственных водоемах. Поэтому использованную выборку элементов и растений можно считать достаточно представительной, чтобы полученные в опытах с ней результаты использовать как отправ-

ные данные (разумеется, с известной осторожностью) для работы с другими элементами и видами растений.

Для проведения опытов была принята следующая методика: водоемы (оцинкованные бачки) емкостью по 35 *л* соединяли верхним протоком в серии по четыре бачка в каждой; в водоемы помещали песок, заливали воду и высаживали растения; каждый день в течение пяти недель через все серии пропускали по 3 *л* раствора соответствующих изотопов концентрацией радиоактивности 20 *мккюри/л*; регулярно, раз в неделю в течение опытов, а также в конце их из всех водоемов брали пробы воды и растений, из них изготовляли, по общепринятой методике, препараты для измерения радиоактивности, которое производили с помощью счетчиков Гейгера — Мюллера на радиометрах Б-2.

Результаты проведенных опытов представлены в табл. 1, где приведены коэффициенты накопления элементов растениями и средние коэффициенты накопления. При составлении таблицы взяты средние данные по четырем водоемам каждой серии на 35-й день опыта. Анализ данных табл. 1 показал, что при 5-процентном уровне значимости реальные, хотя и небольшие, различия имеются как между средними коэффициентами накопления всех пяти элементов отдельными видами, так и между средними коэффициентами накопления отдельных элементов всеми пятью видами растений. При этом наименьшие средние коэффициенты накопления получены среди элементов для рутения и среди растений для элодеи, а наибольшие — среди элементов для цинка и среди растений для ряски.

Таблица 1

Коэффициенты накопления элементов растениями

Вид	Кобальт	Цинк	Цирконий	Ниобий	Рутений	Среднее
В проточных водоемах						
Элодея	2640	2340	1870	946	905	1740
Роголистник	2180	2340	2120	707	1390	1750
Уруть	1540	4270	2680	989	1750	2050
Ряска	2120	4890	6170	4320	1650	3830
Водокрас	1790	3210	1860	1020	963	1770
Среднее	2050	3210	2940	1600	1330	2230
В непроточных водоемах						
Элодея	3490	3110	3600	5040	1130	3270
Роголистник	4670	4740	5280	2340	1900	3790
Уруть	3500	3980	1970	6000	890	3270
Ряска	3900	8950	6930	6670	2810	5850
Водокрас	5430	6900	1540	2930	890	3540
Среднее	4200	5540	3860	4600	1520	3940

При анализе данных для непроточных водоемов (табл. 1) из работы Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963) достоверные отличия для 5-процентного уровня значимости установлены только между средними коэффициентами накопления по отдельным элементам. При этом, как и в проточных водоемах, наименьший средний коэффициент накопления получен для рутения и наибольший — для цинка.

Таким образом, анализ показал достаточную однотипность данных, полученных в условиях проточных и непроточных водоемов. Коэффициенты накопления для проточных водоемов, как правило, меньше соответствующих коэффициентов для водоемов непроточных. Для оценки этих различий вычислены отношения соответствующих коэффициентов накопления. Эти отношения приведены в табл. 2, анализ которой показал, что, при довольно значительном разбросе данных, общий средний коэффициент накопления для проточных водоемов составляет 67±23% от общего среднего коэффициента накопления для водоемов непроточных.

Таблица 2

Отношения коэффициентов накопления элементов растениями в проточных и в непроточных водоемах, %

Вид	Кобальт	Цинк	Цирконий	Ниобий	Рутений	Среднее
Элодея	76	75	52	19	80	60
Роголистник	47	49	40	30	73	48
Уруть	44	82	130	16	200	94
Ряска	54	55	89	66	59	65
Водокрас	33	47	120	35	110	69
Среднее	51	62	86	33	104	67±23

Этот показатель может быть использован как отправной для экстраполяции данных, полученных в равновесных условиях непроточных водоемов, на «динамические» условия водоемов проточных. Введение этого показателя может расширить практическое применение имеющихся обширных данных по коэффициентам накопления и, тем самым, облегчить и сократить предварительные трудоемкие исследования с проточными водоемами.

Упомянутые выше неравновесные условия проточных водоемов и обусловливают, по-видимому, более низкие (в этом случае) значения коэффициентов накопления. Подтверждается это тем, что в непроточных водоемах для установления равновесия в распределении различных элементов между водой, грунтом и биомассой требуется в среднем 1—2 недели, откуда следует, что при ежесуточной подаче активности в проточные водоемы равновесие не достигается. Это, в свою очередь, наводит на мысль, что при непрерывном, хотя и слабом, протоке потенциальные возможности растений-гидробионтов как биофильтров радиоактивных веществ используются неполностью. Более эффективным и рациональным может оказаться иной технологический режим, предусматривающий периодический пуск в систему растворов, подлежащих биологической дезактивации, и, соответственно, периодический сброс дезактивированных вод.

ВЫВОДЫ

1. В слабопроточных водоемах при длительном непрерывном поступлении в них растворов радиоизотопов кобальта, цинка, циркония, ниобия и рутения накопление этих изотопов группой из пяти видов пресноводных растений (элодея, роголистник, уруть, ряска и водокрас) происходит в основном однотипно с накоплением этих изотопов этими же видами растений в непроточных водоемах при однократном внесении активности в начале опыта.

2. Общий средний коэффициент накопления для изучавшихся групп растений и изотопов химических элементов в проточных водоемах ниже,

чем в непроточных, и составляет 67±23% от последнего. Это обусловлено, по-видимому, тем, что в проточных водоемах при непрерывных подаче и сбросе растворов не достигается равновесие в распределении радиоизотопов между раствором, грунтом и биомассой. В связи с этим интересно изучить возможность повышения эффективности биологической дезактивации воды в сериях слабопроточных водоемов, заменив непрерывный режим их работы на периодический, с продолжительностью периодов около недели.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков.— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1958, вып. 1.

Марей А. Н. Проблема радиоактивных отходов.— Тезисы пленарных докл. Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1957, вып. 2.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1963, вып. 30.

Taga N. Preliminary studies on removal of radioactive substances from polluted water by the biological method on the capacity of water basteria for absorption of fission products.— Res in the Effects and Ifl., 1956, 2.

Yoshii Ciishi, Watabe Norimitsu, Okada Yaiichiro. Biological decontamination of fission products.— Science, 1956, vol. 124, № 3216.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Б. М. АГАФОНОВ, В. И. ИВАНОВ

ВЛИЯНИЕ РЕЖИМА ПРОТОКА НА ДЕЗАКТИВАЦИЮ ВОДЫ ОТ РАДИОСТРОНЦИЯ

Способность живых организмов к интенсивному накоплению рассеянных элементов указывает на возможность практического применения биологического метода дезактивации слабоактивных сточных вод (Вернадский, 1929, 1940; Виноградов, 1950; Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеева-Ресовская, 1956, 1957; Агафонов, 1956, 1958). С целью проверки и установления, хотя бы в первом приближении, степени биологической дезактивации воды от различных радиоизотопов, а также для изучения распределения этих радиоизотопов по основным компонентам водоемов, в нашей лаборатории были поставлены опыты как лабораторного и полулабораторного характера, так и в условиях, приближающихся к производственным (Агафонов, 1956, 1958; Тимофеева-Ресовская, 1956, 1957). Опыты показали, что биологическая дезактивация вполне возможна, а также, что для большинства элементов, изученных в этих опытах, она протекает с достаточной полнотой. Исключением является лишь стронций и рутений, они проходят через установки из нескольких небольших водоемов — бачков, в зависимости от конкретных условий опыта (суточная подача раствора, число водоемов в серии и т. д.), в количестве от 2 до 10% от исходной концентрации. В этих опытах было замечено, что при снижении скорости протока активной воды через серию можно повысить степень дезактивации последней от стронция. Однако никакой оценки зависимости степени дезактивации от режима протока в этих опытах не установлено. В настоящем сообщении приводятся данные по дезактивации воды от стронция в зависимости от суточной подачи активного раствора.

Опыты проводили в сериях из четырех небольших модельных водоемов, содержащих грунт (озерный песок с небольшим количеством озерного ила), высшие водные растения и озерную воду. Первый водоем в серии (емкостью 90 *л*) был по объему в два раза больше последующих (по 45 *л*). Общий объем воды в серии составлял примерно 150 *л*. В одну из таких серий подавалось 6 *л* раствора озерной воды, содержащей радиостронций в концентрации примерно 10 *мккюри/л*; в следующую подавалось 3 *л* такого же раствора, но с концентрацией 20 *мккюри/л*, в третью — 1,5 *л* раствора с концентрацией 40 *мккюри/л*. Таким образом, общее суточное количество поданной в каждую серию активности было одинаковым, и они отличались только по скорости протекания активного раствора; в первой серии суточная подача составляла $^1/_{25}$ общего объема воды, во второй — $^1/_{50}$ и в третьей — $^1/_{100}$. В течение опыта, продолжавшегося 5 недель, раз в неделю из каждой серии брали пробы воды, грунта и различных водных растений для измере-

ния радиоактивности. В конце последней, пятой недели, бачки полностью разбирали, воду сливали и измеряли ее количество, затем из нее брали определенную порцию для фильтрования с целью определения весового содержания планктона, перифитона, смытого с растений и стенок бачков, и образовавшегося детрита. Растения промывали чистой водой, высушивали, взвешивали и в них определяли содержание радиостронция; грунт вынимали из водоемов, тщательно перемешивали и из него брали аликвотные пробы для измерения активности. Все измерения радиоактивных проб производились на счетной установке Б с горизонтальной алюминиевой β-трубкой.

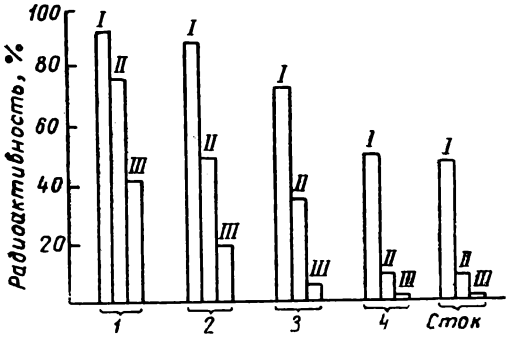


Рис. 1. Концентрация стронция в воде последовательных водоемов (1, 2, 3, 4, сток) в трех сериях (% от исходной радиоактивности растворов, поступающих в серию).

I, II, III — серии водоемов с разной скоростью протока, соответственно, 1/25, 1/50, 1/100 общего объема воды.

На рис. 1 видно, что наибольшая концентрация стронция получена в стоке у серии с протоком в 1/25 (47,1%), а наименьшая — у серии с протоком в 1/100 (0,7%). В первом случае из-за интенсивного протока дезактивация воды произошла примерно наполовину, в последнем же — более чем в сто раз. Серия с протоком в 1/50 работает также лучше, чем первая, но концентрация в стоке все-таки достаточно высока — 7,8%.

Приведем коэффициенты дезактивации воды (отношение концентраций активности в предыдущем водоеме к таковой в последующем) от радиостронция при различной суточной подаче радиоактивного раствора:

Водоем	При скорости протока по сериям 1/25	1/50	1/100
Исходный — 1	1,09	1,34	2,43
1 — 2	1,05	1,54	2,21
2 — 3	1,21	1,38	3,12
3 — 4	1,45	3,88	4,32
4 — сток	1,06	1,16	1,93

Наибольшими коэффициентами дезактивации обладает серия с протоком в $^1/_{100}$, средними — в $^1/_{50}$ и наименьшими — в $^1/_{25}$. Следует отметить также некоторый рост коэффициентов дезактивации от водоема 1 к водоему 4, что указывает на улучшение работы концевых бачков по сравнению с головными.

В серии с протоком в $^1/_{25}$ растет процент радиоактивности в воде водоемов и снижается в стоке (рис. 2); в серии с протоком в $^1/_{50}$ также возрастает процент радиоактивности в воде, но относительно быстрее уменьшается процент ее в стоке, и, наконец, в серии с протоком в $^1/_{100}$ происходит уменьшение активности как в воде последовательных водоемов, так и в стоке, главным образом, за счет роста ее в грунте.

На рис. 3 показано, что в серии с протоком в $^1/_{25}$ происходит сильное «размазывание» радиоактивность по всем водоемам, что можно объяснить только интенсивным протоком; в серии с протоком в $^1/_{50}$ «размазывание» выражено слабее и в серии с протоком в $^1/_{100}$ происходит резкое снижение радиоактивности от первого водоема к последующим. Распределение радио-

стронция по компонентам водоемов (в % от найденной в данной серии радиоактивности):

	При скорости протока по сериям: 1/25	1/50	1/100
Вода	66,7	68,4	57,3
Грунт	17,5	19,0	24,2
Растения	7,8	4,2	7,8
Прочая биомасса	2,7	8,1	10,6
Сток	5,3	0,3	0,1

показывает, что по мере уменьшения протока происходит увеличение поглощения радиоактивности грунтом и биомассой и резкое снижение количества вытекшей радиоактивности.

По средним коэффициентам накопления (таблица), приведенным для всех изученных видов растений и прочей биомассы, объединяющей планктон, перифитон и детрит, видно, что коэффициенты накопления в среднем возрастают по мере уменьшения протока, хотя в пределах одного вида эта разница не очень заметна. Наибольшими коэффициентами накопления отличаются элодея и водокрас, наименьшими — роголистник, а для прочей биомассы они имеют некоторую тенденцию к возрастанию по мере уменьшения протока.

Рис. 2. Распределение радиостронция по основным компонентам водоемов (% от поступившей в данный водоем радиоактивности).
а — сток; *б* — биомасса; *в* — грунт; *г* — вода.

Изучение степени дезактивации воды от радиостронция в зависимости от режима подачи активного раствора показывает, что: 1) при подаче одинакового количества активности, но в разных объемах, степень дезактивации различна; если подавать раствор со значительной концентрацией

Средние коэффициенты накопления для высших растений и прочей биомассы

Серия	Скорость протока	Элодея	Ряска	Роголистник	Уруть	Водокрас	Среднее по всем видам	Прочая биомасса
I	1/25	619	311	250	374	606	432	412
II	1/50	680	300	287	373	562	460	592
III	1/100	784	364	361	426	591	505	560
Среднее		694	328	290	391	586	—	521

радиостронция и при этом снизить суточную подачу, то степень дезактивации будет больше, чем при малых концентрациях и больших суточных сбросах, что ведет к «размазыванию» радиостронция по всей серии и увеличивает его количество в стоке; 2) степень дезактивации увеличивается из-за того, что при небольших суточных подачах чистая вода гораздо медленнее заменяется активным раствором.

В наших опытах в серии с протоком в $^1/_{25}$ чистая вода успела смениться примерно 1,4 раза, в серии с протоком в $^1/_{50}$— только 0,7 раза и в серии с протоком в $^1/_{100}$ — всего 0,34 раза. Кроме того, за счет более медленного протока происходит увеличение поглощения радиостронция грунтом и увеличение коэффициентов накопления у высших водных растений, планктона и перифитона.

В заключение нужно отметить, что описанные опыты, хотя и не отвечают на все возможные вопросы, встающие в процессе дальнейшей разра-

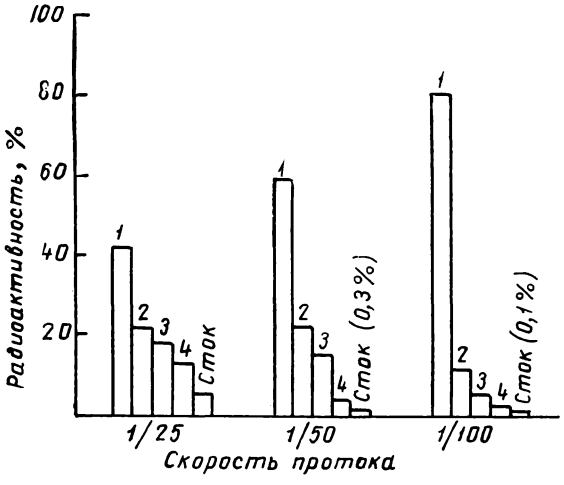


Рис. 3. Распределение радиостронция в последовательных водоемах *1—4* (% о поступившей в данную серию радиоактивности).

ботки метода биологической дезактивации воды, однако позволяют в первом приближении оценить такой фактор, как суточный режим сброса активных вод.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. Некоторые лабораторные опыты по биологической дезактивации воды.— Тезисы Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.

Агафонов Б. М. Некоторые опыты по биологической дезактивации воды.— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1958, вып. 1.

Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами.— Докл. АН СССР, 1929, сер. А, № 2.

Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1940.

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР, 1950.

Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой.— Микроэлементы в жизни растений и животных. М., Изд-во АН СССР, 1952.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Некоторые опыты по биологической дезактивации воды.— Тезисы Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Бюлл. МОИП, 1957, т. 63, № 1.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 42, № 2.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ
Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

В. И. ИВАНОВ

ПОВЕДЕНИЕ КОБАЛЬТА-60 И РУТЕНИЯ-106 В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ВОДОЕМАХ

Изучение судьбы химических элементов в водоемах преследует двоякую цель: во-первых, накопление теоретически важного материала о поведении и круговоротах отдельных элементов в элементарных биогеоценозах и, во-вторых, разработка общих основ биологического метода дезактивации радиоактивно загрязненных промышленных стоков. После первых работ,

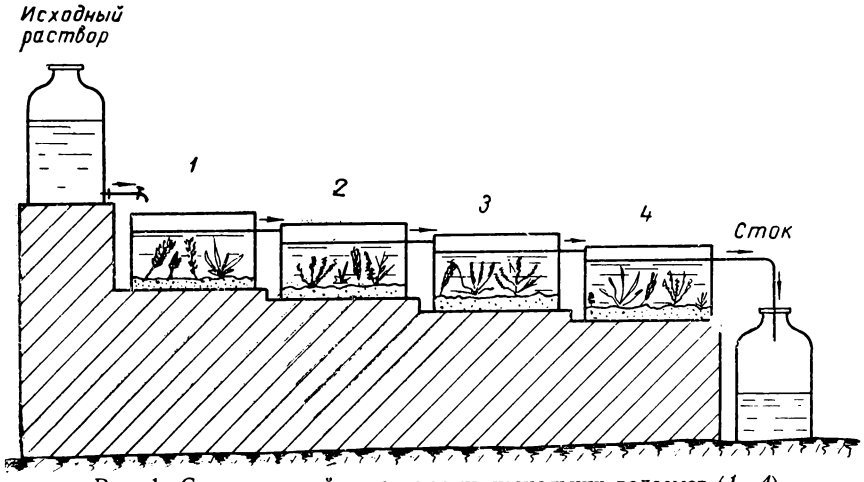


Рис. 1. Схема опытной установки из нескольких водоемов (*1—4*).

посвященных изучению поведения неразделенной смеси осколков урана в слабопроточных водоемах (Агафонов, 1956, 1958; Тимофеева-Ресовская, 1956, 1957), естественно было перейти к более детальному изучению поведения изотопов отдельных элементов в таких системах (Агафонов и др., 1957). В данной работе рассмотрены результаты экспериментального изучения поведения кобальта-60 и рутения-106 в каскадах слабопроточных водоемов.

Опыты проводили по 5 недель в сериях из четырех последовательно соединенных слабопроточных водоемов-бачков (рис. 1), загруженных примерно одинаковым количеством грунта (озерный песок), заполненных водой до стока и засаженных водными растениями следующих видов: элодея (*Elodea canadensis* Rich.), роголистник (*Ceratophyllum demersum* L.), уруть (*Myriophyllum spicatum* L.), ряска (*Lemna minor* L.), водокрас (*Hydrocharis morsus ranae* L.), белокрыльник (*Calla palustris* L.), вахта (*Menyanthes tri-*

foliatus L.) и во вторых водоемах — стрелолист (*Sagittaria sagittifolia* L.). Во все водоемы были внесены также затравки озерного планктона и ила. Ежедневно в каждую серию впускали по 3 *л* озерной воды, около $^1/_{50}$ объема серии, содержащей около 20 *мккюри/л* соответствующего изотопа. В конце каждой недели брали пробы воды (исходный раствор, бачки, сток), грунта и растений. В конце опытов был учтен вес всех компонентов, и, кроме проб воды, грунта и растений, были отобраны также (отфильтрованы из взмученной воды) пробы планктона, перифитона и детрита (прочая биомасса). Выпаренные пробы воды и сухие растертые пробы растений и грунта на стандартных алюминиевых тарелочках просчитывали на радиометре типа Б-2: содержащие кобальт-60— с торцовым и рутений-106 — с горизонтальным счетчиками.

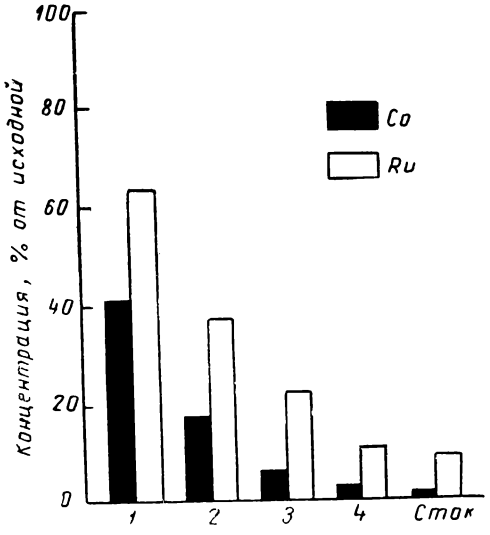


Рис. 2. Концентрации кобальта-60 и рутения-106 в воде последовательных водоемов (% от исходных концентраций растворов, поступавших в серии).

1—4 — водоемы.

Для характеристики поведения кобальта и рутения в сериях слабопроточных водоемов использованы следующие показатели:

а) изменение концентраций элементов по ходу серий водоемов;

б) коэффициенты дезактивации— отношения концентраций элементов в смежных водоемах (предыдущий к последующему);

в) распределение элементов между водоемами серий;

г) распределение элементов между основными компонентами водоемов — вода, грунт, биомасса;

д) коэффициенты накопления элементов живыми и косными компонентами водоемов — отношения концентраций элементов в сухом веществе соответствующих компонентов к их концентрации в воде данного водоема.

На рис. 2 изображено изменение концентрации кобальта и рутения в воде при прохождении их через серии водоемов. Данные относятся к 35-му дню опытов — дню разборки. Диаграмма наглядно показывает, что концентрация как кобальта, так и рутения в воде резко снижается по ходу серий водоемов, при этом концентрация кобальта в стоке составляет 0,8 а рутения — 6,2% от концентраций этих элементов в исходных (головных) растворах.

Представление о дезактивирующей работе каждого из последовательных водоемов можно составить, рассматривая коэффициенты дезактивации воды от кобальта-60 и рутения-106 для смежных пар водоемов, а также для участков: исходный раствор — водоемы 1 и 4 — сток.

Водоем		Co^{60}	Ru^{106}
Исходный	— 1 .	2,41	1,58
1	— 2 . .	2,39	1,69
2	— 3 . .	2,52	1,68
3	— 4 . .	2,88	2,05
4	— сток .	1,60	1,13

Данные показывают, что каждый из водоемов серии снижает концентрацию кобальта-60 в воде примерно в 2,5 раза и рутения-106 — в полтора

раза, кроме последних (хвостовых), для которых получены в обоих случаях более низкие значения коэффициентов дезактивации.

Кроме изменений концентраций кобальта и рутения в воде было определено также распределение этих элементов между последовательными водоемами в целом, включая их общее содержание не только в воде, но и в грунте и биомассе. Эти данные, представленные на рис. 3, показывают, что падению концентраций кобальта и рутения в воде соответствует и уменьшение их общего содержания в последовательных водоемах серий. При этом меньшей скорости падения концентрации рутения в воде соответствует несколько большее его содержание в «дистальной» части серии.

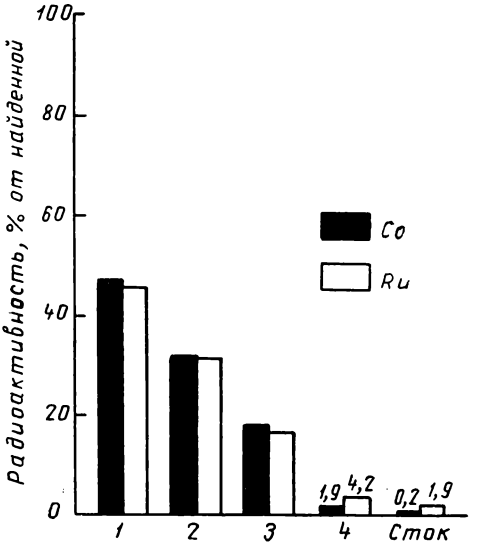


Рис. 3. Распределение кобальта-60 и рутения-106 между водоемами серий и стоком.
1—4 — водоемы.

Описанный характер распределения кобальта и рутения по сериям водоемов и изменения концентраций этих элементов в воде не обусловлены (как это показано ниже) только разбавлением растворов этих элементов «чистой» «нерадиоактивной» водой при прохождении через каскад. Приведенные ниже данные с полной убедительностью показывают, что дезактивационная работа подобных серий водоемов связана, в первую очередь, с сорбирующей способностью грунта и биомассы. Рис. 4 показывает, что по ходу серий несколько снижается выход элементов со стоком в основном за счет повышения их относительного содержания в воде. Если учесть, что в каждом водоеме вода составляла по весу около $^2/_3$, грунт около $^1/_3$ и биомасса менее 1%, то удельное распределение (на единицу веса) изученных элементов следует признать резко неравномерным в пользу грунта и биомассы. Радиоизотопы распределяются между основными компонентами серий водоемов следующим образом, %:

	Co^{60}	Ru^{106}
Вода	11,3	27,9
Грунт	67,2	38,8
Растения	4,2	9,7
Прочая биомасса	17,1	21,7
Сток	0,2	1,9

Здесь биомасса подразделена на растительную и прочую, последняя объединяет планктон, перифитон и детрит. Данные показывают, что основное значение в дезактивации воды от кобальта-60 и рутения-106 имеет накопление этих элементов в грунте и прочей биомассе.

Наконец, нами получены данные о коэффициентах накопления кобальта и рутения основными компонентами пресных водоемов. Рассмотрение этих данных, приведенных в таблице, показывает, что: 1) наибольшими коэффициентами накопления отличаются планктон и детрит (прочая биомасса), затем следуют растения и, наконец, грунт; 2) коэффициенты накопления кобальта всеми изученными компонентами выше соответствующих коэффициентов для рутения; 3) по ходу серий коэффициенты накопления как кобальта, так и рутения снижаются.

Коэффициенты накопления радиоизотопов высшими водными растениями, прочей биомассой и грунтом

Водоем	Элодея	Роголистник	Уруть	Ряска	Водокрас	Белокрыльник	Вахта	Стрелолист	Прочая биомасса	Грунт
					Кобальт-60					
1	3330	3200	2860	3110	3440	1350	186	—	8440	14,8
2	3690	2360	1570	2590	1850	332	287	2750	5660	18,3
3	1950	1700	1210	1720	1230	511	316	—	2930	28,1
4	1580	1450	481	1050	641	14	49	—	2090	8,0
Среднее	2640	2180	1540	2120	1790	552	210	2750	4780	17,3
					Рутений-106					
1	2660	3460	4510	3460	1020	191	194	—	11100	3,6
2	969	1190	1420	1680	1280	268	—	693	3900	2,4
3	575	605	575	935	990	177	130	—	1990	2,6
4	414	304	512	507	565	189	—	—	1520	0,7
Среднее	905	1390	1750	1650	963	206	162	693	4630	2,3

Подводя итоги результатам изучения поведения кобальта-60 и рутения-106 в сериях слабопроточных водоемов, можно отметить следующее. При прохождении через серии слабопроточных водоемов концентрации как кобальта, так и рутения в воде резко снижаются (см. рис. 2), при этом рутений отличается большой мобильностью, что согласуется с данными других гидробиологических, а также почвенных исследований с этими элементами. Снижение концентрации кобальта и рутения в воде обусловлено в основном их накоплением в грунте, планктоне, перифитоне, детрите и растениях (см. таблицу). При этом следует, конечно, отметить, что приведенные цифры относятся к модельным водоемам с определенным весовым соотношением основных компонентов, что не снижает, однако, значимости этих данных для искусственных очистных дезактивационных водоемов, в которых соотношение компонентов может быть не только определено, но и задано. Представляет также интерес наблюдавшееся в опытах снижение коэффициентов накопления кобальта и рутения в последовательных водоемах по ходу серий. Приме-

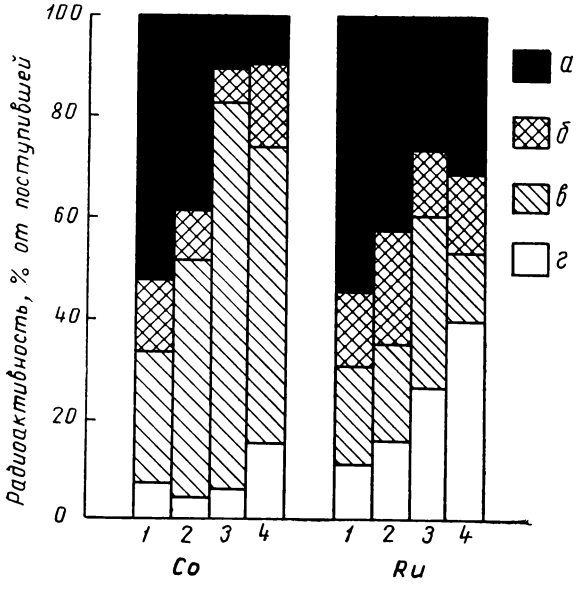


Рис. 4. Распределение кобальта-60 и рутения-106 между основными компонентами водоемов (% от поступившей в каждый водоем активности).

1—4 — водоемы; *а* — сток; *б* — биомасса; *в* — грунт; *г* — вода.

нявшаяся методика не дает возможности объяснить это явление. Можно предполагать только, что оно связано с наличием различных устойчивых форм данных элементов в растворе, легко и трудно сорбируемых грунтом и биомассой, вследствие чего до концевых (хвостовых) водоемов доходят в основном только трудно сорбируемые формы. Снижение коэффициентов накопления вряд ли связано с падением концентраций изотопов по ходу серий, так как известно (Титлянова, Иванов, 1961; Тимофеева-Ресовская, 1963), что в довольно широком диапазоне микроконцентраций элементов коэффициенты накопления их гидробионтами достаточно постоянны.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. Некоторые лабораторные опыты по биологической дезактивации воды.— Тезисы Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.

Агафонов Б. М. и др. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема. IV. Опыты в сериях слабопроточных бачков по распределению между различными компонентами водоемов стронция, иттрия, рутения, церия и смеси из различных бета-излучателей.— Сборник работ лаборатории биофизики, I. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1957, вып. 9.

Агафонов Б. М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков.— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1958, вып. 1.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Некоторые опыты по биологической дезактивации воды.— Тезисы Всесоюз. конф. по мед. радиол. М., Медгиз, 1956.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках.— Бюлл. МОИП, 1957, т. 62, № 1.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов.— Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1963, вып. 30.

Титлянова А. А., В. И. Иванов. Поглощение цезия тремя видами пресноводных растений из растворов различной концентрации.— Докл. АН СССР, 1961, т. 136, № 3.

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

А. А. ТИТЛЯНОВА

СОРБЦИЯ КОБАЛЬТА ТАЛЬКОМ

В зоне гипергенеза процессы адсорбции и ионного обмена играют особую роль в миграции элементов. В отдельных случаях эти процессы могут приводить к значительному локальному концентрированию элементов в толщах осадочных пород, что и наводит на мысль об осадочном образовании некоторых рудных месторождений (Рожкова и Щербак, 1956). Однако, в основном, адсорбция и ионный обмен являются процессами самого широкого рассеяния, так как они ведут к поглощению элементов всеми минералами, в том числе и совершенно кристаллохимически чуждыми данному элементу. Вполне возможно, что многие «микрокосмические смеси» Вернадского (1910) имеют сорбционное происхождение. В настоящее время в связи с увеличением числа работ с микроколичествами элементов складывается впечатление, что любой элемент (во всяком случае, в катионной форме) может поглощаться любым минералом. Конечно, количество элемента, сорбированное разными минералами, может быть очень различно и достигать в одном случае процентов, а в другом — ничтожных долей процента от веса минерала. Необходимо отметить также, что любая сорбирующая поверхность имеет сорбционные центры, различные по своей энергии, а, следовательно, различные количества сорбированного элемента с разной силой будут удерживаться сорбентом. В процессе десорбции значительное количество элемента может быть удалено, но микроколичества останутся и дадут так называемую прочную сорбцию, механизм которой в каждом отдельном случае может быть своим. Таким образом, сорбционные процессы, приводя к прочному закреплению микроколичеств элемента, могут создавать фоновую концентрацию данного элемента в породах и минералах. Конечно, рассеяние не сводится к адсорбции и ионному обмену, но эти процессы играют при рассеянии очень большую роль.

Исходя из этих общих соображений, мы изучили сорбцию кобальта тальком, уделив при этом особое внимание влиянию концентрации кобальта на прочность его связывания этим минералом.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Вся работа производилась с радиоактивным изотопом кобальтом-60. В опытах применялись растворы сернокислого кобальта различной концентрации, меченые радиоактивным кобальтом, а также раствор мишенного кобальта без добавления носителя; концентрация этого раствора составляла 10^{-7} *моль/л*. Радиоактивность всех растворов равнялась 20 *мккюри/л*, pH равнялся 6. Исследуемый минерал был отобран в Ильменских горах. Тальк измельчали и просеивали через набор сит для выде-

ления фракций различной крупности. Всего было выделено девять фракций; самая крупная 1,00—0,85 *мм* и самая мелкая 0,074—0,056 *мм*.

Опыты проводили в статических и динамических условиях. В динамических опытах стеклянные колонки заполняли тальком исследуемой фракции, навеска талька всегда составляла 50 *г*. Растворы подавали в колонки снизу вверх из бутылей, помещенных на расстоянии 1 *м* над входом колонки. Во всех опытах скорость фильтрации составляла около 1 *мл/мин*. Объем фильтрата измерялся в объемах минерального фильтра; хотя последний менялся в зависимости от фракции минерала, за единицу объема был выбран максимальный — 50 *см*³. Через каждые 15—20 объемов отбирались пробы для измерения активности фильтрата. С минеральными фильтрами были проведены опыты по сорбции и десорбции. Сорбцию кобальта производили из дистиллированной воды, а десорбцию — из минерала растворами различных солей.

В статических опытах навеску талька и исследуемый раствор помещали в плексигласовые пробирки с навинчивающимися крышками и перемешивали на электрической мешалке до установления равновесия между минералом и раствором. После окончания перемешивания из раствора, отцентрифугированного от талька, отбирали пробы для измерения радиоактивности. Радиоактивность, сорбированную минералом, вычисляли по разности активности исходного раствора и активности центрифугата. Все измерения производили на радиометре типа Б с торцовой трубкой МСТ-17.

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ

Динамические опыты. В динамических опытах была изучена сорбция кобальта тальком из растворов $CoSO_4$ различной концентрации, а затем десорбция поглощенного кобальта из талька растворами различных солей.

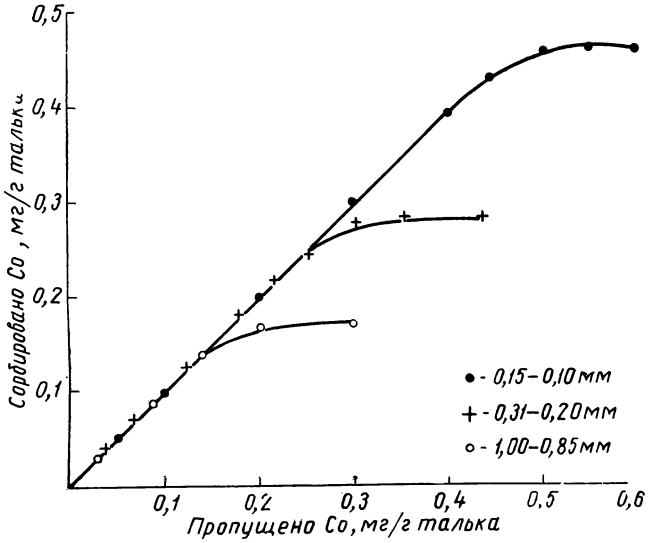


Рис. 1. Сорбция кобальта из его раствора концентрации 10^{-4} *моль/л* различными фракциями талька.

На рис. 1 показана сорбция кобальта тремя различными фракциями талька из раствора $CoSO_4$ концентрацией 10^{-4} *моль/л*. Все три фракции характеризуются одинаковым типом кривой насыщения: полное поглощение кобальта почти до конца опыта и крутой переход к области насыщения. Количество кобальта, сорбированное граммом каждой фракции талька,

различно и зависит от размера фракции, а следовательно, от поверхности сорбирующего минерала. Один грамм фракции 1,00—0,85 *мм* поглощает 0,17 *мг* кобальта, грамм фракции 0,31—0,20 *мм* — 0,28 *мг* и грамм фракции 0,15—0,10 *мм* — 0,46 *мг*. Все дальнейшие динамические опыты проводились на фракции минерала 0,15—0,10 *мм*.

Сорбция кобальта тальком зависит от концентрации раствора кобальта (рис. 2). При концентрации 10^{-7} и 10^{-6} *моль* кобальт сорбируется изученным минералом на 98% до конца опыта. При концентрации 10^{-4} *моль/л* процент сорбции кобальта тальком остается равным 98 до пятидесятого объема, прошедшего через колонку раствора, затем начинает падать и на семьдесят седьмом объеме достигает нуля. Такой же ход кривой характеризует и сорбцию кобальта из раствора 10^{-3} *моль/л*, только проскок начинается уже после пяти объемов и процент сорбции падает до нуля уже на двадцать четвертом объеме.

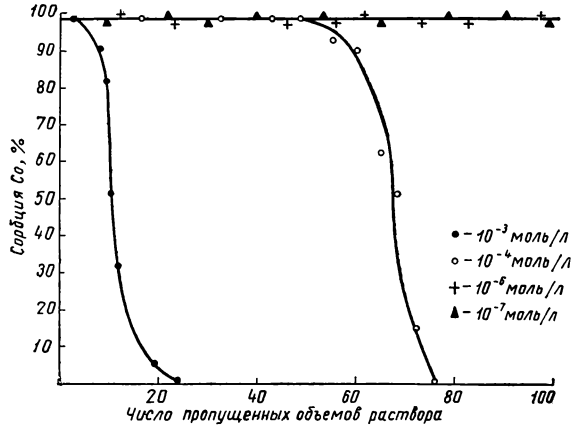


Рис. 2. Сорбция кобальта из его растворов различной концентрации тальком.

После сорбции кобальта из растворов разной концентрации была проведена десорбция его из минеральных фильтров. Десорбции подвергался тальк, содержащий в среднем кобальта 10^{-8}, 10^{-7} и $0{,}8 \cdot 10^{-5}$ *моль/г* минерала. Десорбция проводилась раствором нитрата магния, причем первые шестьдесят шесть объемов десорбирующего раствора содержали магния 5 *ммоль/л*, а последующие пятьдесят четыре объема —25 *ммоль/л*. Результаты показаны на рис. 3; за 100% принято все количество кобальта, сорбированное данным минеральным фильтром. Раствор $Mg(NO_3)_2$ 5 *ммоль/л* совсем не десорбирует кобальт при концентрации 10^{-8} *моль/г* талька; кобальт при этой концентрации начинает медленно десорбироваться только под влиянием 25 *ммоль/л* раствора. При повышении концентрации кобальта на один порядок картина резко меняется, кобальт начинает легко десорбироваться раствором магния 5 *ммоль/л* и, хотя после того, как десорбировалось 60%, десорбция замедляется, она непрерывно происходит и к концу опыта достигает 73%. Десорбция кобальта из талька при концентрации

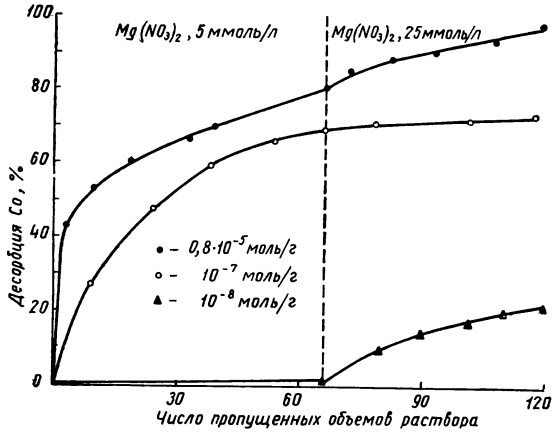


Рис. 3. Десорбция кобальта из талька, содержащего Co 10^{-8}, 10^{-7} и $0{,}8 \cdot 10^{-5}$ *моль/г* минерала, раствором нитрата магния двух концентраций.

$0{,}8 \cdot 10^{-5}$ *моль/г* минерала происходит аналогично, только более резко и полно и достигает к концу опыта 97%.

В следующем опыте была проведена десорбция кобальта из талька, содержащего Co 10^{-5} и 10^{-8} *моль/г* минерала, растворами хлористого аммония двух концентраций и азотнокислого магния (таблица). Микроконцентрация кобальта (10^{-8} *моль/г* минерала) совсем не десорбируется в условиях опыта растворами аммония и крайне незначительно (5 *ммоль/л*) — раствором магния. При концентрации 10^{-5} *моль/г* минерала кобальт десорбируется из талька аммонием очень легко, но после десорбции 86,5% вымывание кобальта прекращается и возобновляется только под действием магния.

Десорбция кобальта из талька при различном количестве сорбированного минералом кобальта, % от общего количества

Десорбирующий раствор	Концентрация, *моль/л*	Количество объемов десорбирующего раствора, прошедшего через колонку	Десорбция кобальта (%) при содержании его в минерале	
			10^{-8} *моль/г*	10^{-5} *моль/г*
NH_4Cl	5	10	0	18,3
		20	0	31,5
		30	0	45,4
		40	0	53,0
		50	0	58,5
		60	0	65,0
NH_4Cl	25	70	0	85,0
		80	0	86,5
		90	0	86,5
$Mg(NO_3)_2$	5	100	0,2	93,1
		110	0,3	93,4
		120	0,4	93,6
		130	0,5	94,0
		140	0,6	94,5
		150	0,7	95,0

Установив, что десорбирующее действие магния больше, чем аммония, мы испытали десорбирующее действие третьего катиона — бария, который в ряду вытеснения стоит за магнием и, следовательно, отличается более сильным десорбирующим свойством. Через тальк, содержащий Co 10^{-5} *моль/г*, пропускались десорбирующие растворы в такой последовательности: NH^4Cl 5 и 25 *ммоль/л* $Mg(NO_3)_2$ 5 *ммоль/л*, $Ba(NO_3)_2$ 5 и 25 *ммоль/л*, $Mg(NO_3)_2$ 25 *ммоль/л* (рис. 4). Как видно из этого рисунка, десорбция кобальта из талька под действием аммония сначала сильная, с течением времени падает до нуля (при этом десорбировалось около 90% всего количества кобальта); под воздействием магния десорбция вначале резко возрастает, затем снова снижается и остается равной нулю в течение всего времени действия бария, а повышается только под влиянием 25 *ммоль/л* раствора магния. По отношению к сорбированным тальком микроколичествам кобальта магний обладает большим вытесняющим действием, чем барий.

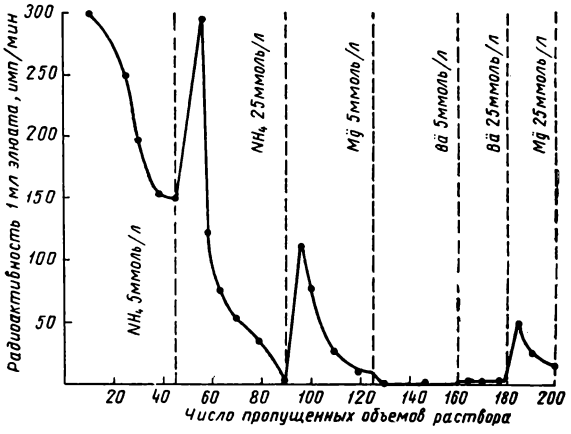


Рис. 4. Десорбция кобальта из талька растворами солей аммония, магния и бария различной концентрации.

Статические опыты. В статических опытах определялось время установления равновесия в системе тальк — раствор $CoSO_4$, зависимость степени сорбции от степени дисперсности минерала и коэффициент распределения

кобальта между тальком и раствором $CoSO_4$ в зависимости от концентрации кобальта в растворе.

Установление равновесия в системе тальк — раствор $CoSO_4$ показано на рис. 5. Через восемь часов равновесие устанавливается, и процент сорбции становится постоянным. Опыт был проведен с самой крупной фракцией минерала (1,00—0,85 *мм*) и довольно концентрированным раствором кобальта (10^{-4} *моль/л*). А так как равновесие с более мелкими фракциями и из менее концентрированных растворов устанавливается быстрее, то выбранное время перемешивания (10 *ч*) было достаточно для установления равновесия во всех дальнейших опытах.

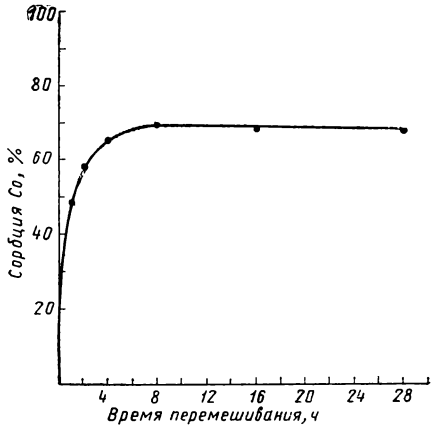


Рис. 5. Зависимость сорбции кобальта тальком от времени перемешивания. Концентрация раствора кобальта 10^{-4} *моль/л*, навеска талька 1 *г*, объем раствора 40 *мл*.

Для уверенности, что исследуемый процесс сорбции происходит действительно на тальке, а не на минеральных загрязнениях (например, серпентине), возможно, присутствующих в изучаемой разности талька, был поставлен специальный опыт по сравнению степени сорбции кобальта из его раствора трех различных концентраций тальком и чистым мономинералом талька (жировиком):

Концентрация раствора кобальта, *моль/л*	Сорбция кобальта, %	
	с тальком	с жировиком
10^{-8}	12,1	16,5
10^{-4}	69,2	77,1
10^{-7}	95,0	95,2

В опытах использовалась смесь всех фракций данных минералов. Навеска минерала 1 *г*, объем раствора 40 *мл*, время перемешивания 10 *ч*. Процент сорбции кобальта на обоих образцах близко совпадает, что свидетельствует об относительной чистоте выбранного талька и о том, что полученные результаты относятся непосредственно к этому минералу.

Зависимость сорбции кобальта от степени дисперсности талька представлена ниже:

Дисперсность талька*, *мм*	Сорбция, %	Дисперсность талька, *мм*	Сорбция, %
1,00—0,85	57,5	0,15—0,10	83,5
0,60—0,42	62,3	0,10—0,074	90,6
0,31—0,20	68,5	0,074—0,056	92,9

Эта зависимость не резкая — фракция 0,074—0,056 *мм* поглощает только в полтора раза больше кобальта, чем фракция 1,00—0,85 *мм*, хотя удельная поверхность первой фракции приблизительно в 20 раз больше, чем второй. Определение поверхности производилось геометрическим методом.

Кривая сорбции кобальта тальком получена на фракции 0,15—0,10 *мм*, на которой, в основном, были проведены все динамические опыты. Как

* Концентрация раствора $CoSO_4$ 10^{-4} *моль/л*, навеска талька 1 *г*, объем раствора 40 *мл*, время перемешивания 10 *ч*.

видно из рис. 6, кривая имеет очень ясно выраженную область насыщения, точно так же, как в динамических опытах, но количество кобальта, сорбированное тальком, больше в равновесных условиях, чем в динамических. В динамических условиях 1 *г* талька этой фракции поглощает 0,46 *мг* кобальта, а в равновесных 0,045 *мг · экв* или 1,32 *мг*.

В последней серии статических опытов было проведено определение коэффициента распределения кобальта между тальком и раствором $CoSO_4$ при различной концентрации кобальта в растворе. Значения коэффициента распределения

$$K_p = \frac{\text{количество кобальта в твердой фазе}}{\text{количество кобальта в жидкой фазе}} \times \frac{\text{вес жидкой фазы}}{\text{вес твердой фазы}}$$

для различных концентраций кобальта от 10^{-7} до 10^{-3} *моль/л* приводятся:

Концентрация раствора, *моль/л*	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-3}
Коэффициент распределения	1800	1650	510	62	8

Как показали специальные опыты, коэффициент распределения при данной концентрации является величиной постоянной и не зависит от измене-

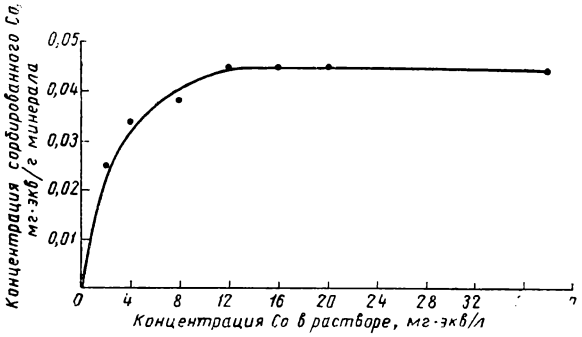


Рис. 6. Насыщение талька кобальтом.
Навеска талька 1 *г*, объем раствора 40 *мл*, время перемешивания 10 *ч*.

ния соотношения между весом твердой и жидкой фаз. В то же время из данных, приведенных выше, видно, что коэффициент распределения, близкий по своему значению для концентрации Co 10^{-7} и 10^{-6} *моль/л* (1800 и 1650), с дальнейшим увеличением концентрации кобальта снижается и равняется всего лишь 8 для концентрации 10^{-3} *моль/л*.

Для того чтобы установить, сорбируется ли кобальт тальком специфично или тальк вообще способен к обменной сорбции, была проведена сорбция цезия тальком из растворов нитрата цезия различной концентрации.

Концентрация * раствора цезия, *моль/л*	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-3}
Сорбция цезия, %	18,5	34,5	46,5	73,5

Тальк сорбирует цезий в значительном количестве, и, следовательно, обладает свойством обменной адсорбции.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Предельное поглощение кобальта тальком установлено в статических опытах при равновесии в системе тальк — раствор $CoSO_4$. Оно не велико, всего 4,5 *мг·экв* на 100 *г* минерала. По всей вероятности, тальк сорбирует

[1] Фракция 0,15—0,10 *мм*, навеска талька 1 *г*, объем раствора 40 *мл*, время перемешивания 10 *ч*.

кобальт не только на внешней поверхности зерна, но и на внутренних поверхностях. На это указывают достаточно продолжительное время установления равновесия между минералом и раствором, которое определяется, вероятно, временем проникновения раствора в зерна талька, а также отсутствие прямой зависимости между внешней поверхностью порошка талька и количеством сорбированного кобальта. Как указывалось в результатах опытов, увеличение внешней поверхности в 20 раз увеличило поглощение кобальта всего в полтора раза.

Прочность сорбции кобальта тальком зависит от концентрации сорбированного кобальта. Это видно из данных как статических, так и динамических опытов. В динамических опытах концентрации кобальта 10^{-5} и 10^{-7} *моль/г* минерала легко десорбировались из талька слабым раствором магния, а концентрация кобальта 10^{-8} *моль/г* совершенно не десорбировалась этим раствором, и лишь незначительная десорбция наблюдалась с раствором магния концентрацией 25 *ммоль/л*. Та же разница в прочности связи низких и средних концентраций кобальта проявляется и в том, что при концентрации 10^{-8} *моль/г* минерала кобальт совершенно не десорбируется раствором аммония и легко десорбируется, если концентрация кобальта в тальке достигает 10^{-5} *моль/г* (см. таблицу). Особенно резко прочная сорбция микроколичеств кобальта выступает в последнем динамическом опыте, где кобальт десорбировался из талька растворами трех катионов: NH_4^+, $Mg^{\cdot\cdot}$ и $Ba^{\cdot\cdot}$. Как указывалось в результатах опытов (см. рис. 4), после элюирования основного количества кобальта, десорбция его аммонием падала до нуля, под действием магния она вначале возросла, а затем, по мере вымывания кобальта, начала снижаться. Применение бария в двух концентрациях в качестве десорбента не только не повысило, а снизило до нуля десорбцию кобальта, и дальнейшее элюирование кобальта началось только под действием раствора магния, концентрация которого была в пять раз выше, чем в предварительно прошедшем через колонку растворе магния, но равна при этом более высокой концентрации бария.

Суммируя все изложенное выше, нужно сделать следующий вывод. В основном кобальт сорбируется тальком по типу ионного обмена, что доказывается его десорбцией из этого минерала раствором соли аммония. Микроконцентрации элемента поглощаются тальком не обменно, а специфично, так как они вытесняются только магнием и не вытесняются ни аммонием, ни барием, который при катионном обмене обладает большей вытеснительной способностью, чем магний. Такая специфичность сорбции микроконцентраций кобальта может быть объяснена вхождением его вместо магния в узлы кристаллической решетки, из которых он, в свою очередь, может быть вытеснен только магнием. Замена ионов магния ионами кобальта в узлах кристаллической решетки кристаллохимически возможна, так как ионные радиусы магния и двухвалентного кобальта близки (0,78 и 0,82 Å).

Такую разницу в поглощении можно объяснить тем, что кобальт замещает магний только в доступных для раствора узлах кристаллической решетки, лежащих на поверхностях, поперечных структурным слоям. В обычных же условиях этот процесс не происходит, так как раствор кобальта не проникает к слоям $Mg(OH)_2$, которые экранированы слоями кремнекислородных тетраэдров. Таким образом, доступных для замещения кобальтом ионов магния в решетке немного, и поглощаются по этому механизму только микроколичества кобальта. К такому же предположению приводят опыты по определению коэффициента распределения кобальта между минералом и раствором в зависимости от концентрации распределяющегося кобальта. Изменение коэффициента в области микроконцент-

раций указывает на изменение механизма сорбции. В статических опытах было проведено определение коэффициента распределения кобальта между тальком и раствором в зависимости от концентрации раствора. Коэффициенты распределения кобальта для концентраций 10^{-7} и 10^{-6} *моль/л* близки и равняются соответственно 1800 и 1650; в дальнейшем, с увеличением концентрации раствора, падают. Высокий коэффициент распределения для двух самых низких концентраций кобальта указывает точно так же, как и в динамических опытах по десорбции, на особую прочность сорбции малых количеств элемента. Правда, наблюдается разница в количестве специфично сорбируемого кобальта при сравнении статических и динамических опытов. В статических опытах он из раствора 10^{-6} *моль/л* сорбируется с такой же прочностью, как и из раствора 10^{-7} *моль/л* и связывается, вероятно, только по одному механизму. В то же время кобальт, сорбированный из растворов 10^{-6} и 10^{-7} *моль/л*, в динамических опытах связывается тальком с различной силой, что видно из кривых десорбции. Такое несоответствие между статическими и динамическими опытами может объясняться двумя причинами. Во-первых, в статических опытах, из-за длительного времени перемешивания, гораздо больше ионов кобальта могут заместить магний в решетке талька, и, во-вторых, в динамических опытах, при общем содержании кобальта в тальке 10^{-7} *моль/г*, его локальная концентрация в нижней части фильтра может быть на порядок выше, чем средняя, рассчитанная на весь фильтр; последнее обстоятельство и может привести в этом случае к такой же десорбции кобальта, как и при концентрации его в тальке 10^{-6}—10^{-7} *моль/г* минерала.

В заключение следует еще раз указать на то, что прочная сорбция микроколичеств элементов, при легкой десорбции их макроколичеств, может являться одной из причин существования фоновых концентраций элементов во многих породах.

ВЫВОДЫ

1. С помощью радиоизотопа кобальта-60 изучалась сорбция различных концентраций кобальта тальком в динамических и статических условиях опыта.

2. Предельное количество кобальта, сорбированное тальком, найдено в статических опытах и составляет 4,5 *мг. экв* на 100 *г* минерала.

3. Установлено, что микроконцентрации кобальта (10^{-7}—10^{-6} *моль/л*) гораздо прочнее сорбируются тальком, чем концентрация 10^{-5} *моль/л* и выше. Это проявляется как в динамических опытах по десорбции кобальта различными катионами, так и в статических опытах по определению зависимости коэффициента распределения кобальта в системе тальк — раствор $CoSO_4$ от концентрации раствора.

4. Предполагается, что микроконцентрации кобальта специфично поглощаются тальком, вытесняя магний из узлов кристаллической решетки этого минерала, а более высокие концентрации кобальта сорбируются по типу ионного обмена, замещая любые обменно адсорбированные катионы.

ЛИТЕРАТУРА

Вернадский В. И. Парагенезис химических элементов в земной коре.— Дневник 12 съезда русских естествоиспытателей и врачей. М., 1910.

Рожкова Е. В. и О. В. Щербак. Сорбция свинца на различных горных породах и возможная ее роль в образовании месторождений.— Изв. АН СССР, сер. геол., 1956, № 2.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ
Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

М. Я. ЧЕБОТИНА, А. А. ТИТЛЯНОВА

К ВОПРОСУ О ПОВЕДЕНИИ КОБАЛЬТА В ПОЧВЕ

Интерес к почвенной химии кобальта вызывается тем, что он является одним из важных микроэлементов, поглощение которого растениями определяется как общим его содержанием в почве, так и доступностью различных химических форм кобальта для растений. Доступность кобальта растениям зависит от прочности связи этого элемента с компонентами почвы и от факторов, определяющих поступление его в почвенный раствор и увеличивающих его подвижность. Рядом работ показано, что кобальт энергично поглощается почвой, входя в состав почвенных алюмосиликатов, адсорбируясь на поверхности минеральных и органических коллоидов и образуя комплексные соединения с органическими веществами (Кедров-Зихман, 1955; Перельман, 1961; Пейве, 1961). Подвижность его возрастает с уменьшением pH почвы, с увеличением концентрации Ca и Mg, присутствующих в растворе, а также под действием органических растворимых веществ, обладающих хелатирующими свойствами (Титлянова и др., 1959; Banerjee и др., 1953; Beckwith, 1955; Hill и др., 1953; Martell, 1957; Pavel Lubomir, 1959).

Целью настоящей работы является изучение и оценка следующих факторов, влияющих на подвижность кобальта в системе почва — раствор: 1) влияние pH и концентрации исходного раствора кобальта на процессы его сорбции и десорбции в почве, поскольку изменение концентрации элемента и pH раствора могут привести к изменению химической формы элемента и к изменению прочности его связи в почве; 2) влияние посторонних катионов, увеличивающих переход кобальта в жидкую фазу; 3) влияние коллоидов железа и алюминия, способных сорбировать кобальт и изменять его поглощение почвой; 4) влияние водных экстрактов из листьев деревьев и трав на сорбцию кобальта почвой.

Работа проводилась с радиоактивным изотопом кобальт-60 без добавления носителя, за исключением специальных опытов, где изучалось влияние концентрации кобальта на его поведение в почве; радиоактивность растворов составляла 15 *мккюри/л*. В работе использовали дерново-луговую пойменную почву (Южный Урал), дерново-подзолистую почву A_2 (Московская область) и краснозем (Грузия). Ниже приводится краткая характеристика этих почв:

	Гумус	Обменный Ca, *мг·экв* на 100 *г* почвы	Обменный Mg, *мг·экв* на 100 *г* почвы	pH водной вытяжки
Дерново-луговая	10,5	40,0	12,0	6,1
Дерново-подзолистая, A_2	0,2	—	—	5,4
Краснозем	5,9	12,0	0,2	5,0

Методика опытов была следующей: навеску почвы (1 *г*) перемешивали с раствором кобальта (20 *мл*) до установления равновесия; из равновесного раствора отбирали пробы для определения процента сорбции, почву промывали дистиллированной водой (20 *мл*) и перемешивали до установления равновесия с десорбирующим раствором (20 *мл*), затем из раствора отбирали пробы для установления процента десорбции. Радиоактивность измеряли на радиометре типа Б-2 с торцовой трубкой. Ошибка измерения не превышала ± 3%.

Зависимость сорбции кобальта тремя различными почвами от pH исходного раствора представлена на рис. 1. Процент сорбции кобальта в интервале pH=3÷9 постоянен, хотя при взятой концентрации кобальта (10^{-5} *моль/л* при pH 9 кобальт присутствует в растворе в коллоидной форме. Однако данная форма, вероятно, заряжена положительно и сорбируется так же полно, как и ионная. Некоторое понижение сорбции при pH2 может объясняться десорбирующим действием водородных ионов(H_3O^+). Высокий процент сорбции кобальта подзолистым горизонтом A_2 свидетельствует о большом участии в этом процессе минеральной части почвы. Опыт по десорбции кобальта из этих же почв растворами с различными значениями pH показал, что только при pH 2 и 3 для дерново-подзолистой почвы и краснозема наблюдается повышение сорбции, в интервале же pH=4÷9 из всех почв десорбируется около 2% кобальта. Результаты опытов по сорбции различных концентраций кобальта дерново-луговой почвой из водных растворов с различными значениями pH и десорбции поглощенного кобальта 0,05 и раствором $ZnSO_4$ пред-

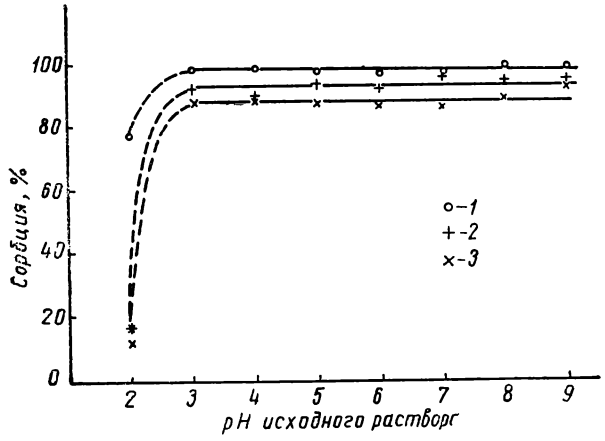


Рис. 1. Зависимость сорбции кобальта почвами от pH исходных растворов.

Почвы: *1* — дерново-луговая; *2* — дерново-подзолистая A_2; *3* — краснозем.

Таблица 1

Сорбция кобальта дерново-луговой пойменной почвой (%) в зависимости от концентрации кобальта в растворе

pH исходного раствора	Концентрация кобальта *моль/л*			
	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-3}
2	94,4	96,0	92,0	76,6
3	97,6	98,4	97,0	94,7
4	98,5	98,3	99,0	95,5
5	97,0	94,2	99,0	96,1
6	97,1	95,5	97,5	95,5
7	98,4	98,6	98,6	96,1
8	95,0	98,5	99,0	96,1
9	97,2	98,0	99,6	—
10	92,3	93,5	98,6	—

Таблица 2

Десорбция кобальта цинком (%) из дерново-луговой почвы при различных концентрациях кобальта

pH исходного раствора	Концентрация кобальта, *моль/г* почвы			
	$2\cdot10^{-8}$	$2\cdot10^{-7}$	$2\cdot10^{-6}$	$2\cdot10^{-5}$
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	—

ставлены в табл. 1 и 2. Как видно из табл. 1, изменение концентрации кобальта не влияет на степень его сорбции почвой, несмотря на то, что произведение растворимости $Co(OH)_2$ достигается при pH 9 для концентрации Co 10^{-6}—10^{-5} *моль/л* и при pH 8 для концентрации 10^{-4}—10^{-3} *моль/л*, и кобальт переходит при этом в коллоидную форму. Не наблюдается и изменения прочности связи с почвой коллоидной формы кобальта по сравнению с ионной, о чем свидетельствует примерно одинаковая степень десорбции кобальта при всех концентрациях и всех значениях pH.

Для изучения десорбирующего влияния катионов, присутствующих в растворе, был поставлен опыт по десорбции кобальта, поглощенного дерново-луговой почвой при pH исходного раствора =5,0,1 н. растворами следующих катионов: Na^+, K^+, Co^{2+}, Zn^{2+}, Ni^{2+}, Cu^{2+}, Fe^{2+}, Fe^{3+}, Al^{3+}. Значения pH десорбирующих растворов лежали в пределах 3—7 и, следовательно, активная реакция растворов не оказывала непосредственного влияния на десорбцию кобальта. Опыт показал, что Na и K десорбировали кобальт незначительно (на 3—6%), Ca вытеснял Co на 18%, а все остальные катионы действовали одинаково сильно, десорбируя Co на 70—80%. Можно предполагать, что небольшая часть Co закрепляется в почве в виде обменно поглощенного иона Co^{++}, что согласуется с литературными данными (Spencer a. Gieseking, 1954). Основная же часть Co входит в почве в состав комплексных органоминеральных соединений, откуда он может быть вытеснен только такими металлами-комплексообразователями, как Zn, Cu, Fe и др. Однако природные концентрации десорбирующих катионов не оказывают, по-видимому, существенного влияния на подвижность кобальта в почвах, так как специальный опыт показал, что уже 0,001 н. раствор $ZnSO_4$ практически не десорбирует Co.

Таблица 3

Сорбция кобальта дерново-луговой пойменной почвой (%) в зависимости от концентрации железа

pH исходного раствора	Концентрация Fe^{3+}, *моль/л*			
	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-3}
3	96,7	97,5	98,4	98,4
4	97,8	97,2	98,3	96,8
5	97,5	98,2	98,0	96,4
6	96,9	97,8	98,2	97,4
7	98,0	97,4	98,4	84,2
8	96,0	96,7	97,4	67,0
9	92,5	96,8	92,5	66,0
10	82,5	21,1	5,4	62,5

Таблица 4

Сорбция кобальта дерново-луговой пойменной почвой (%) в зависимости от концентрации алюминия

pH исходного раствора	Концентрация Al^{3+}, *моль/л*			
	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-3}
3	98,0	97,8	97,0	97,6
4	97,3	96,0	96,9	97,5
5	98,2	97,0	97,2	95,4
6	98,2	97,4	97,1	93,0
7	98,0	97,0	97,0	91,0
8	98,0	98,2	96,0	92,5
9	91,7	80,0	66,9	68,0
10	90,4	86,8	50,2	39,6

Учитывая возможность влияния коллоидов, присутствующих в растворе, на процессы передвижения и закрепления различных форм кобальта в почве, мы поставили опыт по сорбциям Co дерново-луговой почвой из раствора железа и алюминия в интервале pH от 3 до 10 (табл. 3 и 4). Концентрации железа и алюминия изменялись в пределах от 10^{-3} до 10^{-6} *моль/л*, концентрация Co была 10^{-5} *моль/л*. Предварительные опыты по сорбции Fe^{3+} дерново-луговой почвой показали, что с увеличением pH исходного раствора сорбция железа почвой уменьшается и, начиная с pH 5, остается постоянной и равной 20% (при концентрации железа 10^{-4} *моль/л*). Снижение сорбции кобальта при pH 9 и 10 свидетельствует об осаждении его гидроокиси на отрицательно заряженных коллоидах железа и алюминия и об увеличении подвижности Co в почвах в присутствии этих коллоидов.

Влияние растворимых органических веществ, способных образовывать комплексные соединения с такими элементами, как Fe,Zn, Cu (Антипов-

Каратаев, 1937; Куричев и др., 1953, 1960; Манская и др., 1958; Miller, Ohlrogge, 1958), на поглощение кобальта почвой было изучено в опыте по сорбции его из водных настоев опавших желтых листьев осины, черемухи, березы, папоротника и игл сосны. Результаты представлены на рис. 2. Контролем служила озерная вода, на которой готовились экстракты. Как видно из рисунка, наблюдается значительное повышение содержания кобальта в жидкой фазе под действием экстрактов по сравнению с водой. Опыты по десорбции кобальта из различных почв природными экстрактами полностью подтверждают, что растворимые органические вещества значительно увеличивают подвижность его в системе почва — раствор (Титлянова и др., 1959). По-видимому, подобно Zn, Fe и Cu, кобальт образует в природных растворах металлоорганические комплексы, способные мигрировать в почве.

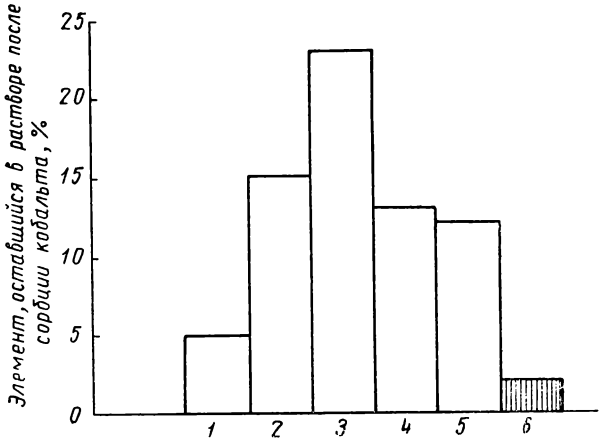


Рис. 2. Сорбция кобальта дерново-луговой почвой из природных экстрактов и воды.

Экстракты: *1* — из игл сосны, *2* — из черемухи, *3* — из листьев осины, *4* — из листьев папоротника, *5* — из листьев березы, *6* — вода (контроль).

Таким образом, приведенные результаты показывают, что кобальт прочно закрепляется в почве как в ионной, так и в коллоидной форме. Подвижность Co в системе почва — раствор незначительно повышается в щелочных растворах под влиянием отрицательно заряженных коллоидов железа и алюминия, присутствующих в природных растворах. Наиболее сильное влияние на миграционную способность кобальта оказывают растворимые органические вещества, способные, вероятно, переводить его в комплексные соединения.

ВЫВОДЫ

В работе было изучено влияние следующих факторов на поведение радиоизотопа кобальт-60 в системе почва — раствор: pH и концентрации исходного раствора Co; посторонних катионов, присутствующих в растворе; коллоидов Fe^{3+} и Al^{3+}; водных экстрактов из листьев деревьев и трав. Показано, что подвижность кобальта в системе почва — раствор незначительно повышается в щелочных растворах под влиянием коллоидов Fe^{3+} и Al^{3+}. Наиболее сильное влияние на миграционную способность Co оказывают воднорастворимые органические вещества экстрактов.

ЛИТЕРАТУРА

Антипов-Каратаев И. Н. К вопросу о миграции железа в виде органических его соединений.— Тр. конф. по генезису руд Fe, Mn и Al. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1937.

Кауричев И. С., Е. В. Кулаков, Е. М. Ноздрунова. О природе комплексных железо-органических соединений в почве.— Докл. сов. почвоведов на VII Междунар. конгрессе в США. М., Изд-во АН СССР, 1960.

Кауричев И. С., Е. М. Ноздрунова, М. Н. Рытикова. Образование железо-органических соединений при воздействии на оглеенную почву экстрактами из растительных остатков.— Изв. ТСХА, 1953, № 3.

Кедров-Зихман О. К. Кобальт-60 в изучении роли кобальта как микроэлемента в питании растений.— Мирное использование атомной энергии. Мат-лы Междунар. конф. в Женеве, 1955, т. 12.

Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М., Географгиз, 1961.
Пейве Я. В. Биохимия почв. М., Изд-во АН СССР, 1961.
Манская С. М., Т. В. Дроздова, М. П. Рытикова. Связывание меди различными формами природных органических соединений.— Почвоведение, 1953, № 6.
Титлянова А. А., Н. А. Тимофеева. О подвижности соединений Co, Sr Cs в почвах.— Почвоведение, 1959, № 3.
Титлянова А. А., А. Н. Тюрюканов, Г. И. Махонина. О десорбирующем действии природных экстрактов.— Докл. АН СССР, 1959, т. 126, № 6.
Banerjee D. K., R. H. Bray a. S. W. Melsted. Some aspects of the chemistry of cobalt in soils.— Soil Sci., 1953, vol. 75, № 4.
Beckwith R. S. Metal complexes in soils.— Austral. J. Agric. Res., 1955, vol. 6, № 5.
Hill A. C., S. J. Toth and F. E. Bear. Cobalt status of New Jersey soils and forage plants and factors affesting the cobalt content of plants.— Soil Sci., 1953, vol. 76, № 4.
Martell A. E. The chemistry of metal chelates in plant nutrition.— Soil Sci., 1957, № 1.
Miller M. H., A. J. Ohlrogge. Water-soluble chelating agents in organic materials. I. Characterization of chelating agents and their trace metals in soils.— Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 1958, vol. 22, № 3.
Pavel Lubomir. Prispevek k poznani huminovych latek. IV. Vznik rozpustnych kovovych chelatu tmewe zbraveneho podilu fulvokyselinove frake z raseline.— Sb. Ceskosl. acad. zemed. ved. kostl. vyroba, 5, 1959, № 5.
Spencer W. F. a. J. E. Gieseking. Cobalt adsorption and release in cation-exchange systems.— Soil Sci., 1954, vol. 78, № 4.

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

И. В. МОЛЧАНОВА

О ПОВЕДЕНИИ ИТТРИЯ-91 В НЕКОТОРЫХ ТИПАХ ПОЧВ

Выяснение закономерностей миграции микроколичеств химических элементов в почвах является важной научно-теоретической и практической задачей. Теоретическое значение подобых работ связано с накоплением данных о поведении редких и рассеянных элементов в почвенно-геохимических процессах. Практическое значение таких работ состоит в том, что они позволят прогнозировать поведение микроэлементов и микроудобрений, а также ряда радиоизотопов, загрязняющих биосферу.

Данная работа проведена с целью изучения поведения микроколичеств иттрия в почвах. Иттрий является близким аналогом группы редкоземельных элементов, и знание его судьбы и поведения в почвах даст возможность говорить об общих закономерностях поведения элементов этой группы.

Поведение иттрия в почве, поглощение его из почвенных растворов, прочность закрепления и способность к миграции с почвенными и грунтовыми водами может зависеть от состояния иттрия в растворе. А состояние его в растворе и прочность закрепления в почве определяется, с одной стороны, концентрацией элемента, с другой — условиями, характерными для данного почвообразовательного процесса: качественным и количественным составом органической и минеральной части почвы, величиной pH почвенного раствора, присутствием в нем растворимого органического вещества, коллоидов и десорбирующих катионов (Старик, 1959; Титлянова, Тимофеева, 1962).

В литературе отмечалась высокая прочность закрепления иттрия-91 в почвах и органическом веществе, выделенном из почв (Чувелева и др. 1962; Nishita, 1956), зависимость его поглощения от pH раствора (Rhodes, 1957), увеличение подвижности иттрия-91 в почвах под действием природных экстрактов и искусственных комплексонов (Волкова, Махонина, 1962, и др.).

В настоящей работе излагаются данные опытов по зависимости поглощения микроколичеств иттрия-91 некоторыми типами почв от pH раствора, от присутствия в нем различных концентраций гидроокиси железа и от концентрации изучаемого элемента.

Опыты проводились с радиоактивным изотопом иттрий-91 квалификации р. х. ч. Активность исходных растворов составляла 10 *мккюри/л*, концентрация 10^{-8} *моль/л*. При приготовлении растворов с различным содержанием железа радиоизотоп вносили в раствор железа с pH 3, затем рабочий раствор доводили до нужного значения pH. Для приготовления растворов иттрия различной концентрации применялась соль $Y(NO_3)_3$ квалификации х. ч. Перед опытом исходный раствор радиоактивного и стабильного изотопов дважды выпаривали в платиновой чашке с добавлением азот-

ной кислоты для переведения элемента в одну форму. Сухой остаток растворяли в дистиллированной воде и использовали для приготовления растворов нужной концентрации. Все рабочие растворы выдерживали сутки до начала опытов.

Опыты проводили на следующих почвах: черноземе, горизонт A_1 0—20 *см* (Курск, Центрально-черноземный заповедник), дерново-луговой почве, горизонт A_1 0—20 *см* (Грузия, Зугдиди), дерново-подзолистой почве, горизонты A_1, A_2, B_1 (Московская область). Химическая характеристика почв (табл. 1) показывает, что содержание гумуса в почвах колеблется от 12,2%

Таблица 1

Химический состав почв, % на прокаленную навеску

Почва и горизонт	Гумус	Al	Fe	Ca	Mg	P	pH вытяжки	
							водной	солевой
Дерново-подзолистая почва, горизонт:								
A_1	6,8	5,7	1,8	1,2	0,3	0,001	4,5	3,9
A_2	0,1	8,2	2,0	0,8	0,1	0,001	5,3	4,8
B_1	0,2	7,7	4,6	1,0	0,4	0,001	4,9	4,0
B_2	0,2	5,5	3,5	1,7	0,8	0,001	5,0	4,3
C	—	8,7	3,5	1,7	0,8	0,001	5,5	4,8
Чернозем, A_1	10,6	6,9	2,4	0,9	0,6	0,001	6,7	6,0
Краснозем, A_1	5,3	8,9	4,3	0,7	0,1	0,001	0,2	5,8
Дерново-луговая, A_1	12,4	9,3	5,3	5,8	3,7	0,001	6,8	5,5

для дерново-луговой почвы до 0,1% в горизонте A_2 дерново-подзолистой почвы. Дерново-луговая почва, развитая на элювиально-делювиальных отложениях гранитогнейсов отличается от всех приведенных почв повышенным содержанием алюминия, железа, кальция, магния. Величина pH водной вытяжки составляет в профиле дерново-подзолистой почвы 4,5—5,0; в черноземе, красноземе, дерново-луговой почве реакция приближается к нейтральной.

Методика опытов состояла в том, что навеску почвы 1 *г* и 20 *мл* раствора перемешивали в плексигласовых пробирках до установления равновесия. После перемешивания раствор центрифугировали и из него отбирали пробы для измерения радиоактивности. Количество элемента, сорбированного почвой, определяли по разности исходного раствора и центрифугата.

Время проведения сорбционных опытов было выбрано после изучения кинетики сорбции иттрия-91 дерново-луговой почвой, из раствора с pH 4. Как видно из приведенных ниже данных, равновесие устанавливается в течение часа:

Время, *ч*	0,5	1	2	4	8
Сорбция, %	81	95	90	95	96

В дальнейшем во всех опытах время перемешивания равнялось 2 *ч*.

В следующем опыте была изучена сорбция иттрия-91 (концентрация 10^{-8} *моль/л*) при различных pH раствора и десорбция его из почв 0,1 н. растворами NaCl, $Al_2(SO_4)_3$ и $FeCl_3$. Данные опыта представлены в табл. 2 и 3. Как видно из табл. 2, иттрий сорбируется всеми почвами на 90—97% и полнота его поглощения не зависит от величины pH исходного раствора и особенностей химического состава почв.

В табл. 3 приведены данные по десорбции иттрия, сорбированного из растворов, pH которых менялся от 3 до 10. Так как сорбция не зависела от pH раствора и колебалась вокруг средней величины, в таблице приве-

дены средние значения. Из неё видно, что десорбция натрием незначительна и для всех почв составляет 1%. Десорбция алюминием гораздо выше, чем натрием и, в зависимости от типа почвы, изменяется от 6 до 54%. Легче всего иттрий вытесняется железом. Химический состав почв влияет на

Таблица 2

Сорбция иттрия-91 почвами в зависимости от pH исходного раствора, %

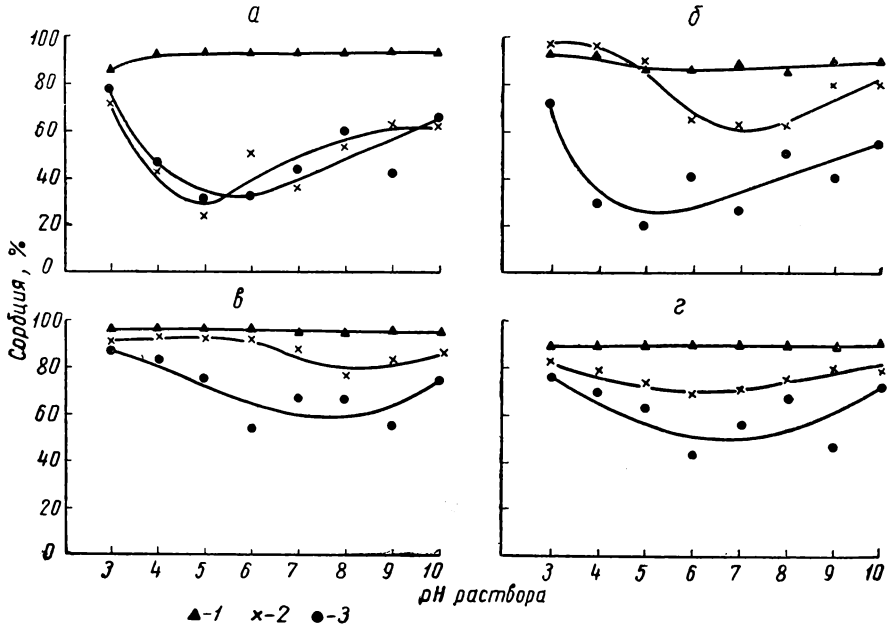
Почва и горизонт	pH раствора							
	3	4	5	6	7	8	9	10
Дерново-луговая	96	96	94	95	89	93	90	93
Чернозем . . .	97	96	87	84	89	85	94	93
Краснозем . . .	87	92	93	92	92	91	95	94
Дерново-подзолистая, горизонт:								
A_1	95	95	93	93	91	90	95	95
A_2	91	91	90	90	90	89	93	94
B_1	97	98	96	97	97	97	97	97

Таблица 3

Десорбция иттрия-91 0,1 н. растворами $NaCl$, $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, % от поглощенного иттрия в почве

Почва	Десорбент		
	$Na^{\cdot}$	$Al^{\cdot\cdot\cdot}$	$Fe^{\cdot\cdot\cdot}$
Дерново-луговая	1	8	45
Чернозем	1	6	65
Краснозем . . .	1	42	78
Дерново-подзолистая, горизонт:			
A_1	1	27	77
A_2	1	54	77
B_1	1	43	75

степень закрепления в них микроколичеств иттрия. При десорбции иттрия алюминием почвы по прочности закрепления в них иттрия располагаются в следующий ряд: чернозем > дерново-луговая > дерново-подзолистая,



Сорбция иттрия-91 почвами из растворов железа с различными pH.

Почвы: *а* — дерново-луговая, *б* — чернозем, *в* — дерново-подзолистая, *г* — краснозем; *1* — Y; *2* — Y (Fe·10^{-5} *моль/л*); *3* — Y (Fe·10^{-4} *моль/л*).

горизонт A_1 > краснозем = дерново-подзолистая, горизонт B_1 > дерново-подзолистая, горизонт A_2. При десорбции железом этот ряд несколько меняется и принимает следующий вид: дерново-луговая > чернозем > дерново-подзолистая, горизонт B_1 > дерново-подзолистая, горизонт A_1 = = краснозем = дерново-подзолистая, горизонт A_2.

Таким образом, в черноземе и дерново-луговой почве иттрий закрепляется наиболее прочно.

Для выяснения влияния гидроокиси железа, присутствующей в растворе, на сорбцию иттрия почвами был поставлен опыт, где иттрий-91 сорбировался из растворов железа в интервале значений pH=3÷10 при концентрации Fe в растворе 10^{-4} и 10^{-5} *моль/л*. Данные по сорбции иттрия из растворов железа видны на рисунке: в присутствии железа сорбция иттрия всеми почвами снижается, причем наиболее резко — в слабокислых и нейтральных растворах. При сохранении общего хода поглощения иттрия в присутствии железа процент сорбции изменяется в зависимости от типа почвы. Наиболее резкое снижение наблюдается в дерново-луговой почве уже при концентрации железа в растворе 10^{-5} *моль/л*. Значительно меньше оно для краснозема и дерново-подзолистой почвы (горизонт A_1). Чернозем занимает промежуточное положение. С увеличением концентрации железа до 10^{-4} *моль/л* происходит еще более резкое снижение в сорбции иттрия во всем интервале значений pH с ярко выраженным минимумом в области слабокислых и нейтральных pH.

Таблица 4

Сорбция иттрия-91 дерново-луговой почвой из растворов с разными pH, %

pH раствора	Концентрация, *моль/л*					
	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}	10^{-8}	10^{-9}
3	98	80	88	95	97	96
4	99	96	96	96	96	96
5	99	96	95	96	97	91
6	99	83	96	98	98	92
7	99	96	97	95	83	96
8	98	97	96	93	93	93
9	99	97	97	98	90	90
10	50	97	97	97	95	90

Как было показано ранее, сорбция железа почвой зависит от pH раствора; она достигает 90—95% в области кислых значений pH, снижается при нейтральных и слабощелочных pH и вновь возрастает при pH выше 9 (Махонина, Молчанова, 1961). Соосаждение микроколичеств иттрия с несорбирующимися коллоидами железа приводит к уменьшению его сорбции почвами.

Таким образом, наличие в растворе посторонних коллоидов является важным фактором, определяющим поведение микроколичеств иттрия в системе почва — раствор.

В следующей серии опытов изучалось влияние концентрации иттрия на сорбцию и десорбцию его из дерново-луговой почвы при pH = 3÷10 (табл. 4). Концентрация иттрия в опытах менялась от 10^{-9} до 10^{-4} *моль/л*. Как показали опыты, иттрий при всех концентрациях полностью сорбируется почвой во всем интервале pH (за исключением концентрации 10^{-4} *моль/л* при pH 10). Исходя из произведения растворимости (10^{-26}), можно ожидать появление коллоидов иттрия при его концентрации 10^{-9} *моль/л* уже при pH 8, а для более высоких концентраций — при еще меньших pH. Независимость процента сорбции иттрия почвой от его концентрации и pH раствора указывает, по-видимому, на образование, в данных условиях, положительно заряженных сорбционно способных коллоидов.

Для характеристики прочности поглощения иттрия дерново-луговой почвой при разных концентрациях были поставлены опыты по десорбции его солями натрия и алюминия (табл. 5). Так как никакой зависимости в десорбции иттрия от pH раствора, из которого велась сорбция, не наблюдалось, в таблице приведены средние значения. Результаты опытов показывают, что иттрий во всем диапазоне концентраций с одинаковой прочностью закрепляется в почве; в незначительной степени он вытесняется натрием, десорбция алюминием несколько больше и в среднем составляет 6—10%. Большая десорбция иттрия алюминием по сравнению с натрием,

Таблица 5

Десорбция иттрия-91 0,1 н, растворами NaCl и $Al_2(SO_4)_3$, % от иттрия-91, сорбированного почвой

Десорбент	Концентрация иттрия-91, *моль/г* почвы					
	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-11}$
NaCl	1,0	0,0	0,5	0,5	1	0,5
$Al_2(SO_4)_3$ . .	6,0	10,0	9,0	8,0	10,0	8,0

по-видимому, может быть объяснена тем, что часть иттрия вступает в почве в такие соединения с органической и минеральной частью, которые характерны для алюминия в большей степени, чем для натрия. Еще в большей степени такие соединения характерны для железа, так как железо даже при самой низкой концентрации иттрия в значительной степени вытесняет его из почв.

До сих пор не существует четких представлений о содержании и судьбе иттрия в почвах. Исходя из наших данных, можно предполагать некоторую аналогию и зависимость его поведения от железа в процессах почвообразования. Если учесть, что в природных водах и почвах концентрация железа на несколько порядков величин превышает концентрацию иттрия (Веригина, 1950, Виноградов, 1950), то можно предположить, что железо будет являться для последнего неизотопным макроносителем и в значительной степени определять его поведение в природных условиях.

За участие и помощь в работе автор сердечно благодарит А. А. Титлянову и А. Н. Тюрюканова.

ВЫВОДЫ

1. Сорбция микроколичеств иттрия изученными почвами осуществляется полностью во всем интервале изменения pH раствора и концентрации иттрия.

2. Тип почв влияет на степень закрепления в них иттрия. Наиболее прочно закрепляется иттрий в черноземе и дерново-луговой почве.

3. При наличии в растворе гидроокиси железа сорбция иттрия на всех почвах падает в слабокислой и нейтральной области pH, что объясняется, вероятно, образованием несорбирующихся коллоидов железа и соосаждением с ними иттрия.

4. Сорбированный иттрий легче всего десорбируется из почвы солями железа. Десорбция его натрием незначительна.

ЛИТЕРАТУРА

Веригина К. В. К вопросу о подвижности и накоплении железа при почвообразовании.— Тр. Почв. ин-та им. В. В. Докучаева, 1950, т. 34.

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР, 1950.

Волкова М. Я., Г. И. Махонина. О десорбирующем действии природных экстрактов.— Доклады первой научной конференции молодых специалистов-биологов. Свердловск, 1962 (Ин-т биол. УФАН СССР).

Махонина Г. И., И. В. Молчанова. К вопросу о поведении железа и цинка в некоторых типах почв.— Науч. докл. высш. школы, сер. биол., 1961, т. 4.

Старик И. Е. Основы радиохимии. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1959.

Титлянова А. А., Н. А. Тимофеева. Сорбция радиоактивных изотопов почвой.— Сборник работ лаборатории биофизики, IV. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, 1962, вып. 22.

Чувелева Э. А., К. В. Чмутов, Н. П. Назаров. Изучение ионообменной сорбции радиоэлементов почвами.— Ж. физ. хим., 1962, т. 36, вып. 4, 6.

Nishita H. Fixation and extrability of fission products contamination various soils and clays.— Soil Sci., 1956, vol. 8.

Rhodes D. W. The effect of pH on the uptake of radioactife isotopes from solution by a soil.— Soil Sci. Soc. Amer. proc., 1957, vol. 21, p. 389.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Н. В. КУЛИКОВ

ВЛИЯНИЕ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА НА ВЕРТИКАЛЬНУЮ МИГРАЦИЮ КОБАЛЬТА В ПОЧВЕ

ВВЕДЕНИЕ

Всестороннее изучение путей миграции, распределения и концентрации кобальта в системе почва — растение представляется важным не только с общей биогеохимической точки зрения, но и с точки зрения понимания биологической роли этого микроэлемента, связанной с жизнедеятельностью организмов (Виноградов, 1950; Гулякин, Юдинцева, 1960; Кедров-Зихман, 1955; Куликов, 1960; Пейве, 1961; Школьник, 1950). Значение такого рода исследований с кобальтом определяется, кроме того, и тем, что его радиоактивный изотоп — кобальт-60, обладающий мощным гамма-излучением и довольно длительным периодом полураспада, нашел широкое применение в народном хозяйстве и в связи с этим стал одним из опасных потенциальных загрязнителей почвы и ее растительного покрова. Разработка мероприятий по борьбе с такого рода загрязнениями в значительной мере будет определяться степенью изученности поведения радиоизотопа в пределах биогеоценоза, в частности, в его основном звене почва — растение.

Настоящая работа посвящена количественному изучению роли травянистых растений в процессах миграции и перераспределения кобальта, происходящих на разной глубине и в разных генетических горизонтах почвы.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Опыты проводились на экспериментальном поле биологической станции лаборатории биофизики Института биологии Уральского филиала АН СССР — на территории Ильменского государственного заповедника им. В. И. Ленина. На одном из участков этого поля было выкопано 12 ям, каждая емкостью в 1 $м^3$. Первые пять ям сразу же после приготовления заполнялись на всю глубину верхним слоем почвы со смежного старопахотного участка; вторые четыре ямы были заполнены из них же вынутым грунтом с соблюдением естественного порядка размещения почвенных горизонтов, а последние три ямы были заполнены таким образом, что в каждой из них на одинаковой глубине (от 30 до 50 *см*)размещались слои почвы из разных горизонтов. В процессе заполнения ям в соответствующие слои почвы путем фракционированного полива и тщательного перемешивания вносился разбавленный раствор хлористого кобальта, меченого радиоактивным кобальтом-60. В первой группе ям (первая группа делянок), заполненных на всю глубину плодородной почвенной смесью из верхнего горизонта старопахотного участка, радиоактивные слои были расположены на глубине

0—10, 10—30, 30—50, 50—70 и 70—90 *см*, во второй группе (вторая группа делянок) — на глубине 0—10, 10—30, 30—50 и 50—70 *см*, при этом каждой глубине соответствовал свой естественный почвенный горизонт (соответственно, горизонты A_1, А, В и СД[1]). В третьей группе ям (третья группа делянок) радиоактивные слои были размещены на одинаковой глубине (от 30 до 50 *см*), но в первой делянке на этой глубине находился слой почвы из верхнего горизонта А, во второй — из горизонта В и в третьей— из горизонта СД (рис. 1). В каждый двадцатисантиметровый слой почвы вносили по 19 *мкюри* радиоактивного препарата, что соответствовало ве-

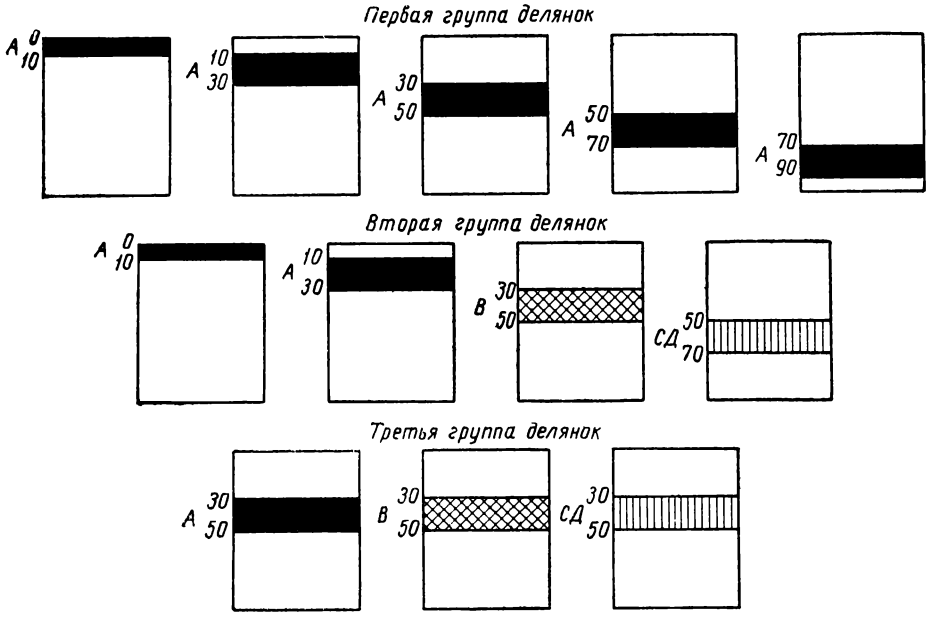


Рис. 1. Схема размещения радиоактивных слоев почвы по группам опытных делянок. *Цифрами* обозначены глубины внесения кобальта в почву (*см*), *буквами* — соответствующие им почвенные горизонты.

совому количеству кобальта 7,6 *мг*. На делянках с поверхностным внесением (на глубину до 10 *см*) «доза» вносимого кобальта соответственно была уменьшена вдвое с тем, чтобы концентрация его в почве во всех вариантах опыта была примерно одинаковой.

Подготовленные таким образом с осени делянки каждой весной последующих трех лет засевались смесью из шести видов растений, представленных овсом (*Avena sativa* L.), тимофеевкой (*Phleum pratense* L.), горохом (*Pisum sativum* L.), викой (*Vicia sativa* L.), клевером (*Trifolium arvense* L.) и люцерной (*Medicago sativa* L.). Это сообщество растений отличается от культивируемых для кормовых целей злакобобовых смесей несколько большим числом видов[2]. Такое усложнение состава сообщества нами было допущено для выяснения возможных различий в поглощении и накоплении кобальта разными видами растений в различных вариантах опыта.

В конце каждого вегетационного сезона из всех растений на опытных делянках брали пробы для измерения радиоактивности; затем всю надзем-

[1] СД — переходный горизонт к горной подстилающей породе, представленной продуктами выветривания гранитогнейса.

[2] Это экспериментальное сообщество растений в дальнейшем изложении для удобства будет иногда обозначаться термином «фитоценоз».

ную массу растений аккуратно срезали, разбирали по видам и после высушивания взвешивали. Таким образом, в течение трех летних сезонов количественно учитывались общая биомасса надземных частей растительных сообществ и вынос ими на дневную поверхность кобальта из почвы по вариантам опыта.

В конце третьего вегетационного сезона, после окончательной уборки растений, по всему почвенному профилю опытных делянок были сделаны вертикальные разрезы, из которых на разных расстояниях от первоначально радиоактивного слоя брались пробы почвы и корней для определения в них радиоактивности. Кроме того, путем отмывания от почвы в воде через специальные сита и последующего высушивания и взвешивания определялся вес корней в разных почвенных слоях на всех опытных делянках. Радиоактивность надземных частей и корневой системы растений измерялась с помощью радиометра Б-2 под счетной трубкой Т-25—БФЛ на зольных препаратах, приготовленных из этих растений, при слое золы около 3 *мг* на 1 *см*^{2}. Перед озолением надземные части растений подсушивали до воздушно-сухого состояния и взвешивали, а корни, кроме того, предварительно тщательно отмывали от почвенных частиц. Радиоактивность почвы измерялась в специально изготовленных бумажных кюветах по смешанному бета- и гамма-излучению на радиометре «ТИСС», при этом использовали навески воздушно-сухой почвы в 10 *г*.

В табл. 1 приведена агрохимическая характеристика верхнего слоя старопахотного участка и почвенного профиля естественной площадки,

Таблица 1

Агрохимическая характеристика генетических горизонтов луговой черноземовидной почвы*

Показатель	Целинный участок				Старопахотный участок
	Почвенные горизонты и глубина, *см*				
	A_1 0—10	A 10—30	B 30—50	СД 50—70	0—20
pH водной вытяжки	6,7	6,6	6,5	6,5	6,6
Гумус по Тюрину, %	8,3	7,3	1,1	0,8	12,6
Обменный Ca, *мг·экв* на 100 *г* почвы	34,0	36,7	19,7	17,7	37,0
Обменный Mg, *мг·экв* на 100 *г* почвы	7,2	8,3	6,9	4,7	8,8
Микроэлементы (данные полуколичественного спектрального анализа), % на прокаленную почву:					
кобальт	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
никель	0,98	0,67	0,56	0,57	0,78
титан	0,71	0,93	0,85	0,72	1,40
ванадий	0,04	0,03	0,04	0,05	0,05
хром	0,13	0,13	0,052	0,06	0,17
марганец	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003

* Анализы проведены Ю. Д. Абатуровым и А. Н. Тюрюкановым.

на которой проводили опыт. Данные таблицы показывают, что в почвенном профиле разные горизонты существенно отличались по общему содержанию гумуса, обменного кальция и магния, а также по содержанию некоторых микроэлементов. Верхние же горизонты целинного и старопахотного участ-

ков этой почвы заметно отличались лишь по общему содержанию гумуса (в старопахотной почве гумуса содержалось значительно больше, чем в почве целинного участка). Повышенное содержание ряда микроэлементов, в том числе и кобальта, объясняется, по-видимому, тем, что почвы Ильменского заповедника формировались в условиях горного ландшафта, на породах с высокой концентрацией этих металлов.

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ

Данные, характеризующие вес надземной массы разных видов растений в составе экспериментальных фитоценозов за три вегетационных сезона представлены в табл. 2, из которой видно, что на первой группе делянок,

Таблица 2

Сухой вес надземной массы составляющих фитоценозы видов растений в конце вегетационных сезонов, *г/м²*, (усредненные данные по группам опытных делянок

Вид	Первая группа			Вторая группа			Третья группа		
	1958 г.	1959 г.	1960 г.	1958 г.	1959 г.	1960 г.	1958 г.	1959 г.	1960 г.
Овес	290,3	271,0	160,0	41,9	199,0	122,0	47,7	212,0	116,0
Пырей	12,8	0,0	48,0	1,9	0,0	17,0	3,3	0,0	6,0
Тимофеевка	0,4	0,0	0,0	0,2	2,0	2,0	0,3	2,0	3,0
Горох	95,3	100,0	91,0	39,6	90,0	52,0	37,9	105,0	71,0
Вика	82,1	83,0	63,0	28,1	106,0	76,0	30,1	103,0	88,0
Клевер красный и люцерна	1,7	4,0	7,0	1,0	8,0	18,0	1,3	7,0	11,0
Клевер ползучий	0,0	0,0	2,0	1,7	2,0	25,0	1,6	4,0	15,0
Молочник	18,6	46,0	13,0	2,1	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0
Мать-мачеха	14,8	14,0	36,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Горец	85,6	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Марь белая	10,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Общий вес на 1 *м²*	612,3	524,0	420,0	116,5	407,0	312,0	124,3	433,0	310,0

с мощным слоем плодородной почвы, вес растений был всегда выше, чем на делянках других вариантов опыта. Эта разница была особенно значительной в 1958 г., когда лето на Южном Урале было очень засушливым. В прохладные и дождливые сезоны 1959 и 1960 гг. разница в весе надземной массы растений заметно сгладилась. В составе фитоценозов, помимо основных видов растений, которыми ежегодно засевали опытные площадки (овес, тимофеевка, горох, клевер красный и люцерна), вегетировали и другие виды, подселившиеся сюда извне. Наиболее жизнеспособными «пришельцами», благополучно произраставшими в фитоценозе все три вегетационных сезона, на первой группе делянок были пырей (*Agropyrum repens* P. B.), молочник (*Sonchus oleraceae* L.) и мать-мачеха (*Tussulaga farfara* L.). Подселившиеся сюда в первый год вегетации горец (*Poligonum lapathifolium* L.) и марь белая (*Chenopodium album*) в последующие годы выпали из сообщества, зато вместо них летом последующего сезона здесь обнаружился клевер ползучий (*Trifolium repens*). Тимофеевка в фитоценозах первой группы делянок вскоре после появления всходов погибала из-за сильного ее затенения и подавления другими видами. В фитоценозах второй и третьей групп делянок, мало отличающихся друг от друга по составу и биомассе, из посторонних видов сравнительно хорошо вегетировали пырей и клевер ползучий. Молочник, обнаружившийся здесь в первый год вегетации,

в последующие годы выпал из состава фитоценозов, а мать-мачеха, горец и марь белая не обнаруживались в течение всего опыта.

На рис. 2 приведены данные общего выноса кобальта надземной массой всех растений по годам вегетации. Данные эти показывают, что максимальный вынос кобальта происходит при поверхностных его внесениях в почву, на глубину до 10 *см*. В первый год вегетации растения накапли-

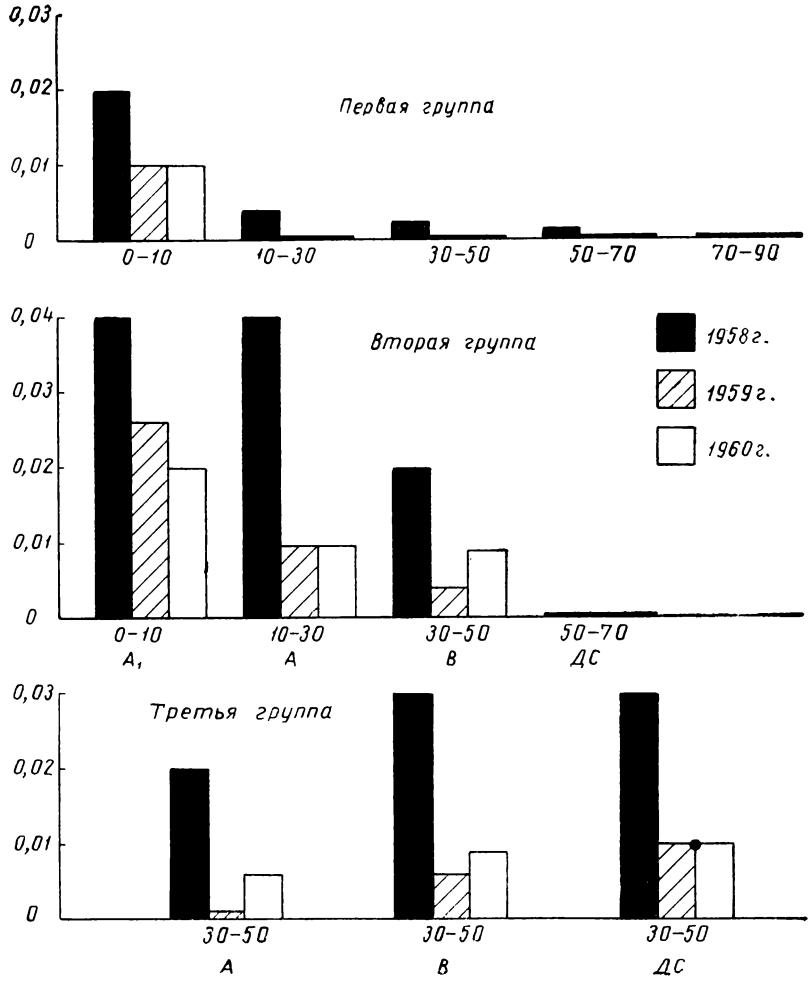


Рис. 2. Накопление кобальта надземной массой растений в разные годы вегетации по группам опытных делянок. По оси абсцисс обозначены глубины внесения кобальта в почву (*см*) и соответствующие им почвенные горизонты; по оси ординат — накопление кобальта (%) от внесенного в почву количества на 1 *кг* сухого вещества растений.

вали кобальта заметно больше, чем в последующие. Это явление особенно резко выражено на первой группе делянок, где в последние два экспериментальных сезона в надземной массе растений кобальт не обнаруживался даже на делянках с глубиной внесения от 10 до 30 *см*. В целом на этой группе делянок вынос кобальта на 1 *кг* сухой массы растений был значительно ниже, чем на других вариантах опыта, что, по-видимому, объясняется повышенным содержанием в почве этих делянок общего гумуса (Куликов, 1961).

Из рис 2. можно заметить, что в вегетационный сезон 1958 г. кобальт на первой группе делянок выносился даже с глубины 50—70 *см*, тогда как на второй группе делянок эта глубина была уже недоступной для растений. Объясняется это тем, что в первый год вегетации в составе растительных сообществ первой группы делянок заметный удельный вес занимали горец и марь белая (см. табл. 2). Благодаря своей мощной корневой системе они и обусловливали этот незначительный процент накопления кобальта из более глубоких слоев почвы. Во всех случаях общий вынос кобальта на

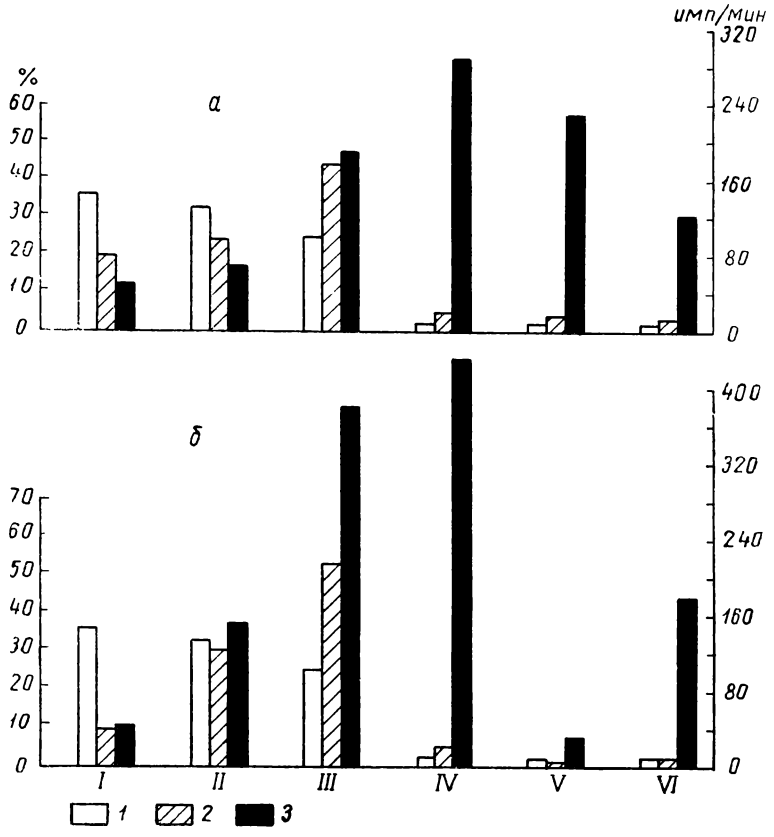


Рис. 3. Результаты внесения кобальта в почву.

а — поверхностное внесение кобальта в почву на глубину до 10 *см*; *б* — внесение кобальта на глубину 10—30 *см*.

1 — вес надземной массы разных видов растений, % от общего веса надземной массы фитоценоза; *2* — накопление кобальта растениями, % от общего накопления надземной массой фитоценоза; *3* — концентрация радиокобальта растениями, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества. I — овес; II — горох; III — вика; IV — многолетние бобовые; V — многолетние злаки; VI — молочник.

1 *кг* сухой массы растений не превышал сотых долей процента от внесенного в почву количества.

Представляется интересным проанализировать степень участия разных видов растений в накоплении кобальта в зависимости от доли их участия в общей биомассе экспериментальных фитоценозов. Не имея возможности в настоящей статье привести цифровой материал для всех вариантов опыта, мы ограничимся лишь иллюстрацией данных, полученных по двум глубинам внесения кобальта в почву на второй группе делянок. Вынос кобальта разными видами растений в фитоценозе зависит не только от общего веса этих растений, но и в значительной мере от способности их накапливать данный элемент на единицу веса своей наземной массы (рис. 3). Горох и

вика выносят кобальта больше, чем, например, овес, только за счет более высокой его концентрации в наземной массе этих растений.

Изучение распределения кобальта по основным частям и органам растений показало, что этот элемент преимущественно накапливается в кор-

Таблица 3

Содержание кобальта-60 в разных частях и органах растений, входящих в состав фитоценозов второй группы делянок, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Вариант	Овес	Тимофеевка	Пырей	Горох	Вика	Люцерна	Клевер красный	Клевер ползучий	Молочник
Глубина 0—10 *см*, A_1:									
корни	2190	—	330	3410	2050	1750	2050	140	320
стебли	30	—	—	75	130	—	—	60	90
листья	120	340	130	160	260	390	360	180	120
семена	30	—	—	30	60	—	—	—	—
створки бобов	—	—	—	60	90	—	—	—	—
Глубина 10—30 *см*, A:									
корни	70	—	50	240	910	560	1220	—	170
стебли	30	—	—	130	310	—	—	150	160
листья	80	30	30	200	615	360	750	200	200
семена	30	—	—	—	430	—	—	—	—
створки бобов	—	—	—	140	430	—	—	—	—
Глубина 30—50 *см*, B:									
корни	50	0	0	200	140	240	110	130	90
стебли	30	—	—	50	75	—	—	110	110
листья	90	0	0	140	120	280	170	160	230
семена	30	—	—	120	150	—	—	—	—
створки бобов	—	—	—	150	170	—	—	—	—

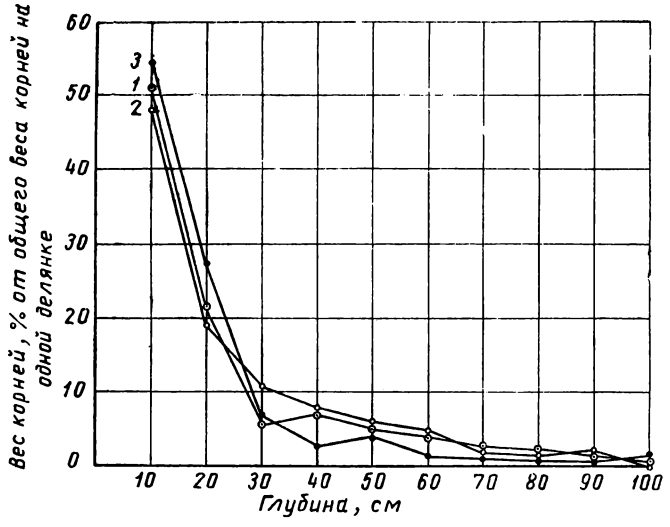


Рис. 4. Распределение корневой системы фитоценозов в почвенном профиле опытных делянок.

1, 2, 3 — группы опытных делянок.

невой системе и сравнительно плохо поступает в наземную массу. В листьях его содержится, как правило, больше, чем в стеблях и семенах. Эти данные для одного из вариантов опыта представлены в табл. 3. Наблюдаемое уменьшение радиоактивности корней с глубиной залегания радиоактивного слоя почвы объясняется тем, что в данном случае на радиоактивность

исследовалась лишь самая верхняя часть корневой системы, которая обрывалась при выдергивании растений; на делянках с поверхностным внесением кобальта корневая система растений попадала на исследование непосредственно из радиоактивного слоя почвы, тогда как на других делянках удавалось брать лишь верхние обрывки корней, находившихся за пределами радиоактивного слоя. Приведенные данные указывают, что даже в корневой системе растений кобальт не отличается высокой мобильностью и остается, в основном, в зоне непосредственного контакта корней с радиоактивной почвой.

Таблица 4

Поглощение кобальта корневой системой экспериментальных сообществ растений по опытным делянкам

Глубина внесения кобальта, *см*	Средний вес корней, *г*	Поглощение кобальта, %	
		на 1 *кг*	на фактический вес
Первая группа:		—	—
0—10	331,0	0,495	0,164
10—30		0,133	0,044
30—50		0,069	0,023
50—70		0,024	0,008
70—90		0,024	0,008
Вторая группа:		—	—
0—10 A_1	286,7	0,561	0,161
10—30 А		0,432	0,127
30—50 В		0,160	0,046
50—70 СД		0,097	0,028
Третья группа:		—	—
30—50 А	194,5	0,062	0,012
30—50 В		0,124	0,024
30—50 СД		0,149	0,029

На рис. 4 показано распределение корневой системы фитоценозов по слоям почвы в конце третьего сезона после начала опыта. Основная масса корней находится в верхнем слое почвы, до глубины 30 *см*; с глубиной вес корней резко снижается и на расстоянии 90—100 *см* от поверхности почвы составляет не более 1% от общего количества. В соответствии с таким распределением корневой массы растений в почвенном профиле находится и количество поглощенного корнями кобальта (табл. 4). Кобальт преимущественно накапливается из верхних слоев почвы, которые больше всего насыщены корнями растений. Общее содержание кобальта в корнях при поверхностных способах его внесения в почву не превышало десятых долей, а на делянках с более глубоким залеганием — сотых долей процента от первоначально внесенного количества.

Таблица 5

Радиоактивность корневой системы фитоценозов по слоям почвы и по группам делянок, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Слои почвы, *см*	Первая группа					Вторая группа				Третья группа		
	При глубине внесения кобальта, *см*											
	0—10	10—30	30—50	50—70	70—90	0—10, A_1	10—30, А	30—50, В	50—70, СД	30—50, А	30—50, В	30—50, СД
0—10	2160	30	0	0	0	2470	220	0	0	0	0	0
10—20	130	2130	0	0	0	510	5500	0	0	0	0	0
20—30	0	1980	0	0	0	0	7500	360	0	400	330	250
30—40	0	270	2190	0	0	0	660	5340	0	3250	4800	6070
40—50	0	0	3100	0	0	0	130	5020	160	3750	9450	10800
50—60	0	0	250	1920	0	0	0	90	6450	120	610	610
60—70	0	0	0	1560	90	0	0	0	7900	0	0	720
70—80	0	0	0	60	3090	0	0	0	690	0	0	0
80—90	0	0	0	0	4140	0	0	0	0	0	0	0
90—100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0

Данные по концентрации радиокобальта корневой системой (табл. 5) показывают, что кобальт, в основном, накапливается в корнях, располо-

женных в зоне радиоактивного слоя почвы; на расстоянии 10 *см* от этой зоны радиоактивность корневой массы, как правило, уже не обнаруживается. Очевидно, это связано с тем, что та незначительная доля радиокобальта, которая поступает с корнями из радиоактивной зоны почвы в смежные слои, подвергается сильному разбавлению корневой системой растений, не имеющей непосредственного контакта с радиоактивной почвой. Можно заметить также, что корни, расположенные в обогащенных гумусом горизонтах почвы, накапливают кобальт меньше, чем корни, находящиеся в бедных гумусом горизонтах. Это еще раз указывает на то, что почвенный гумус снижает поступление кобальта в растения.

Таблица 6

Радиоактивность разных слоев почвы опытных делянок через три года после внесения в них кобальта, меченного кобальтом-60, *имп/мин* на 10 *г* сухой почвы

Слои почвы, *см*	Первая группа					Вторая группа				Третья группа		
	При глубине внесения кобальта, *см*											
	0—10	10—30	30—50	50—70	70—90	0—10, A_1	10—30, A	30—50, B	50—70, СД	30—50, A	30—50, B	30—50, СД
0—10	2750	0	0	0	0	2510	120	0	0	0	0	0
10—20	160	2140	0	0	0	80	2630	0	0	0	0	0
20—30	0	3380	0	0	0	0	3670	90	0	0	0	20
30—40	0	100	2030	0	0	0	40	2600	0	2260	2260	2350
40—50	0	0	2960	0	0	0	0	3960	0	2960	2640	3560
50—60	0	0	30	2240	0	0	0	30	2860	30	480	20
60—70	0	0	0	3300	0	0	0	0	3800	0	0	0
70—80	0	0	0	190	2620	0	0	0	80	0	0	0
80—90	0	0	0	0	3540	0	0	0	0	0	0	0
90—100	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	0

В табл. 6 представлены результаты измерения радиоактивности разных слоев почвы опытных делянок через три года после внесения кобальта в почву. Из таблицы видно, что кобальт практически целиком остается в той зоне, в которую он был внесен первоначально, и лишь незначительная его часть мигрирует в смежные, в основном, нижележащие слои почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Рассмотренный в настоящей работе материал в целом подтверждает, что кобальт является весьма маломобильным элементом в биогеоценологическом звене почва — растение. Даже при самых поверхностных внесениях его в почву, в зону с максимальным насыщением корневыми системами растений, общий вынос кобальта надземной массой травянистого фитоценоза не превышает сотых долей процента от внесенного количества. При более глубоких внесениях (на глубину 30—50 *см*) вынос снижается до тысячных долей процента, а на глубине свыше 50 *см* кобальт остается практически недоступным для надземной массы растений. Отмечено, что вынос кобальта разными видами растений в фитоценозе зависит как от общей биомассы, сформированной этими растениями в течение вегетационного сезона, так и от их способности накапливать этот элемент на единицу массы; доля же доступного для растений кобальта в почве зависит от степени ее обогащенности гумусом и времени контактирования микроэлемента с почвой. В работе также показано, что кобальт, меченный радиоизотопом кобальт-60, преимущественно накапливается в корнях растений, при этом, в основном, лишь в той зоне корней, которая находится в непосредственном кон-

такте с радиоактивной почвой. В надземной части листья накапливают его больше, чем стебли и семена. Наконец, изложенные данные указывают, что в открытых естественных условиях кобальт не только слабо поглощается растениями, но и, практически, не вымывается из почвы проходящими через нее почвенными растворами.

ВЫВОДЫ

1. Накопление кобальта надземной массой фитоценоза в значительной мере определяется его видовым составом, общей биомассой, сформированной растениями в течение вегетационного сезона, степенью обогащенности почвы гумусом и продолжительностью контактирования микроэлемента с почвой.

2. Вынос кобальта надземной массой однолетнего фитоценоза из верхних слоев почвы (до 30 *см*) составил сотые доли процента от внесенного количества, с глубины 30—50 *см* вынос не превышал тысячных долей процента, а на глубине свыше 50 *см* кобальт оставался недоступным для надземной массы растений.

3. В условиях опыта кобальт практически не вымывался из почвы проходящими через нее почвенными растворами.

ЛИТЕРАТУРА

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР, 1950.

Гулякин И. В., Е. В. Юдинцева. Поступление кобальта в растения и накопление его в урожае.— Изв. ТСХА, 1960, вып. 5.

Кедров-Зихман О. К. Co^{60} в изучении роли кобальта как микроэлемента в питании растений.— Мат-лы междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии, т. 12, М., Изд-во АН СССР, 1955.

Куликов Н. В. О влиянии этилендиаминтетраацетата на поведение кобальта в почве и в растениях.— Почвоведение, 1960, № 12.

Куликов Н. В. О поглощении кобальта растениями в зависимости от содержания гумуса в почве.— Почвоведение, 1961, № 4.

Пейве Я. В. Биохимия почв. М., Изд-во АН СССР, 1961.

Школьник М. Я. Значение микроэлементов в жизни растений и в земледелии. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1950.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Н. А. ПОРЯДКОВА, С. В. АГАФОНОВА

ВЛИЯНИЕ ТРАВЯНОГО ПОКРОВА НА ГОРИЗОНТАЛЬНУЮ МИГРАЦИЮ РАДИОИЗОТОПОВ КОБАЛЬТА, СТРОНЦИЯ, РУТЕНИЯ, ЦЕЗИЯ И ЦЕРИЯ

В связи с развитием атомной промышленности за последнее десятилетие в биосферу попадают все большие количества радиоактивных веществ, в результате чего происходит загрязнение атмосферы, природных вод и почв радиоактивными изотопами различных элементов. Изучение их судьбы в биосфере представляется важным, по крайней мере, с двух точек зрения. Во-первых, оно интересно в связи со способностью живых организмов концентрировать редкие и рассеянные химические элементы, благодаря чему живые организмы играют колоссальную роль в геохимических процессах (Вернадский, 1922[1], 1926[1], 1940; Виноградов, 1933); во-вторых, практически важно знать, с какой скоростью радиоактивные вещества будут мигрировать из мест загрязнения ими природных вод и почв и как влияют на нее такие особенности соответствующих участков биосферы, как сток, тип почвы, фитоценоз, педоценоз и т. д.

В лаборатории биофизики в течение ряда лет проводятся эксперименты с целью выяснения степени и скорости накопления различных химических элементов живыми организмами из среды обитания, главным образом из водных растворов (Тимофеева-Ресовская и др., 1958), а также работы с целью определения степени сорбции и десорбции этих элементов грунтами и почвами (Титлянова, Тимофеева, 1959; Тимофеева, Титлянова, 1959). Наконец, проводятся эксперименты, тесно связанные с этими двумя направлениями, по изучению влияния растительного покрова и стока на миграцию радиоактивных изотопов в почвах.

Особенно большую опасность представляют радиоактивные изотопы с относительно большим периодом полураспада: кобальт-60, стронций-90, рутений-106, цезий-137, церий-144 и др. Поэтому в наших опытах и были взяты перечисленные элементы и неразделенный раствор осколков урана. Цель этих опытов состояла в выяснении скорости миграции микроколичеств различных элементов в зависимости от стока и присутствия или отсутствия растительного покрова, а также в изучении транспорта этих элементов корневыми системами растений.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В деревянные ящики размером 160 × 80 × 50 *см* насыпалась просеянная луговая черноземовидная почва, смешанная с песком в отношении 5 : 1. Почва содержала обменного кальция 30,5 *мг·экв*, магния — 14,5 *мг·экв*

[1] Цит. по изданию 1960 г. (Вернадский, 1960а и б).

на 100 *г* почвы и pH водной вытяжки 6,4. Ящики устанавливались на открытой площадке строго горизонтально. На расстоянии 10 *см* от одной из коротких стенок ящика выкапывалась траншея глубиной 25, шириной 8 *см*; в вынутую почву в виде раствора хлорной или азотнокислой соли вносился изучаемый радиоизотоп (без добавления носителей), тщательно перемешивался с почвой, а затем эта радиоактивная почва снова закладывалась в траншею. Количество вносимой радиоактивности для чистых элементов было 5—6, а для смеси осколков урана около 9 *мкюри* на ящик. После внесения радиоактивности опытные ящики засевались смесью семян нескольких культурных видов растений (ячмень, овес, просо, пырей, райграс, тимофеевка, горох, клевер, люцерна, вика, горчица, гречиха и лен), контролем служили незасеянные ящики. Опыты по изучению влияния стока на миграцию элементов проводились в специально изготовленных наклонных ящиках с углом наклона около 30°. Длина ящика по верхнему краю составляла 220 *см*, ширина и высота те же, что и у горизонтальных ящиков. Внесение радиоактивности и посев в наклонные ящики производились так же, как и в горизонтальные. В течение вегетационного сезона производился полив опытных и контрольных ящиков с учетом испарения влаги растениями. Через определенные промежутки времени после внесения радиоизотопа на разных расстояниях от места внесения как в горизонтальных, так и в наклонных ящиках брали пробы почвы с глубины 5 и 20 *см* и растений для измерения в них радиоактивности; таким образом прослеживалось распространение излучателей в почве и по растительному покрову. Все измерения радиоактивности в почвенных и растительных пробах производились на радиометре типа Б с торцовой или горизонтальной трубкой в зависимости от типа излучения и жесткости.

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ

В этом разделе приведены результаты опытов по изучению влияния растительного покрова на миграцию в почве неразделенной смеси осколков урана и некоторых радиоизотопов, а также влияния стока на миграцию кобальта и церия.

Таблица 1

Миграция смеси осколков урана в почве в присутствии и отсутствии растительного покрова, *имп/мин*·10^6 на 1 *кг* сухого вещества

Расстояние от радиоактивного слоя, *см*	Ящик без растений, почва	Ящик с растениями		
		Почва	Часть растения	
			корни	надземная масса
0	112,00	63,00	30,17	8,84
15	0,22	0,74	6,79	0,65
45	0,16	0,10	0,32	0,20
75	0	0,18	0,31	0,10
105	0	0,02	0,50	0,16
135	0	0,59	0,20	0,09

Первые опыты по изучению влияния растительности на миграцию радиоактивности в почве были проведены с неразделенной смесью осколков урана. В табл. 1 приведены данные по продвижению радиоактивности в почве и растениях контрольных и опытных ящиков в конце опыта. Из таблицы видно, что в почве без растительного покрова радиоактивные изотопы продвинулись за четыре месяца на 45 *см* от места внесения, а в присутствии растений за тот же срок — на 105 *см*, то есть более чем в два раза дальше. Концентрация радиоактивности в радиоактивном слое в опытном ящике оказалась почти в два раза меньше по сравнению с контролем, что объясняется как ее поглощением и накоплением растениями, так и большей миграцией в почве в горизонтальном направлении. Концентрация радиоактивности в растениях с удалением от радиоактивного слоя падает, но обнаруживается до конца

ящика. В описанных опытах было выяснено, что присутствие растительного покрова значительно ускоряет миграцию изотопов в почве; оставался невыясненным вопрос о том, какие из изотопов, входящих в состав неразделенной смеси осколков урана, наиболее подвижны. С этой целью в последующие годы был взят ряд чистых изотопов: стронций-89, рутений-106, цезий-137 и церий-144, входящих в смесь осколков урана. Кроме того, исходя из общих соображений, а также из соображений большого значения кобальта как микроэлемента, было изучено и его поведение в тех же условиях. Ниже будут описаны результаты опытов по миграции чистых радиоизотопов в почве в порядке возрастания их атомных весов.

Таблица 2

Миграция кобальта-60 в почве в присутствии и отсутствии растительного покрова, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Расстояние от радиоактивного слоя, *см*	Конец первого сезона				Конец второго сезона			
	Ящик без растений, почва	Ящик с растениями			Ящик без растений, почва	Ящик с растениями		
		Почва	Часть растения			Почва	Часть растения	
			Надземная масса	Корни			Надземная масса	Корни
0	$7{,}4\cdot10^3$	$1{,}1\cdot10^4$	76	492	$1{,}4\cdot10^4$	$1{,}4\cdot10^4$	440	650
5	0	0	7	12	10	0	15	95
10	0	0	11	12	40	0	35	37
15	0	0	9	10	20	10	5	10
20	0	0	0	0	0	0	3	38
25	0	0	—	—	0	0	3	10
30	—	—	0	0	0	0	0	0
35	—	—	—	—	—	—	0	0

В табл. 2 приведены результаты двух опытов (двух сезонов) по влиянию растений на горизонтальную миграцию кобальта в почве. При рассмотрении данных этой таблицы можно видеть, что в обоих опытах миграции кобальта в почве как в контрольном, так и в опытном варианте, не произошло, то есть радиоактивный кобальт в течение двух лет почти полностью оставался в месте его внесения. Незначительные следы активности в растениях обнаружены в первый год на расстоянии 15 *см* от места внесения, а на второй год — на расстоянии 25*см*, что связано с достижением корневыми системами растений непосредственно радиоактивного слоя.

Таблица 3

Миграция стронция-89 в почве в отсутствии и присутствии растительного покрова, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Расстояние от радиоактивного слоя, *см*	Ящик без растений, почва	Ящик с растениями		
		Почва	Часть растения	
			Надземная масса	Корни
0	$5{,}24\cdot10^4$	$5{,}22\cdot10^4$	$5{,}0\cdot10^3$	$1{,}72\cdot10^4$
20	520	$2{,}00\cdot10^3$	32	116
40	230	950	24	52
60	80	910	12	34
80	0	290	9	32
100	0	60	6	20
120	0	50	7	14
140	0	30	5	17

Примечание. Пробы почвы и растений взяты через четыре недели после внесения стронция в почву.

В табл. 3 представлены данные, характеризующие поведение стронция-89 в тех же условиях. Здесь мы наблюдаем совершенно иную картину, чем с кобальтом. Стронций оказался довольно подвижным элементом и мигрировал с почвенным раствором как в присутствии, так и в отсутствии растительного покрова. Так, через 4 недели в почве без расте-

ний он продвинулся на 60 *см* от места внесения, а под влиянием растений — на 140 *см*. Во всех изученных точках опытного ящика радиоактивность в почве оказалась гораздо выше таковой в контроле; значит, растения влияют не только на скорость продвижения стронция в почве, но и на абсолютные количества мигрирующего стронция. В растениях концентрация стронция убывает с увеличением расстояния от радиоактивного слоя, причем в корнях на всех расстояниях она несколько выше, чем в надземной массе.

Таблица 4

Миграция рутения-106 в почве в отсутствии и присутствии растительного покрова, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Расстояние от радиоактивного слоя, *см*	Ящик без растений, почва	Ящик с растениями		
		Почва	Часть растения	
			Надземная масса	Корни
0	$1{,}3\cdot10^5$	$1{,}1\cdot10^5$	$3{,}4\cdot10^3$	$2{,}7\cdot10^3$
20	50	50	$1{,}3\cdot10^3$	$3{,}0\cdot10^2$
40	20	40	22	14
60	0	20	23	42
80	0	30	18	8
100	0	0	9	6
120	0	0	13	3
140	0	0	0	0

Примечание. Пробы почвы и растений взяты через полтора года после внесения рутения в почву.

Результаты опытов по миграции рутения-106 в присутствии и отсутствии растительного покрова приведены в табл. 4, из которой видно, что незначительные количества рутения (следы) мигрируют с почвенным раствором и в контрольном, и в опытном ящиках на расстояние 40—80 *см* от места внесения его в почву. В растениях же радиоактивность прослеживается еще дальше, на расстояние 120 *см*, то есть наблюдается та же картина, что и в опыте с неразделенной смесью осколков урана.

Данные аналогичных опытов с цезием-137 приведены в табл. 5. Здесь мы наблюдаем несколько иную картину по сравнению с кобальтом, стронцием и рутением. Следы цезия в почве обнаруживаются только в присутствии растительного покрова, в почве же контрольного ящика миграции цезия не наблюдалось. Интересно отметить, что уже через два месяца после внесения цезия в почву радиоактивность в растениях обнаружена на расстоянии 140 *см* от радиоактивного слоя, причем концентрация цезия в растениях (за исключением радиоактивного слоя) очень незначительна.

Таблица 5

Миграция цезия-137 в почве в отсутствии и присутствии растительного покрова, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Расстояние от радиоактивного слоя, *см*	Ящик без растений, почва	Ящик с растениями		
		Почва	Часть растения	
			Надземная масса	Корни
0	$3{,}4\cdot10^4$	$3{,}3\cdot10^4$	$8{,}8\cdot10^2$	$2{,}5\cdot10^3$
20	0	30	13	120
40	0	40	16	36
60	0	140	12	40
80	0	20	18	37
100	0	40	16	26
120	0	30	8	19
140	0	30	7	19

Примечание. Пробы почвы и растений взяты через два месяца после внесения цезия в почву.

Опыты с церием-144 (табл. 6), проведенные в течение двух сезонов в горизонтальных ящиках с почвой, показали, что церий довольно быстро, примерно в течение двух месяцев, мигрирует из радиоактивного слоя до противоположного конца ящика, то есть на расстояние 140 *см*, причем различий по концентрации его в почве между опытным и контрольным вариантами не наблюдается. Через год после внесения церия концентрация его в почве опытного варианта на всех расстояниях от места внесения выше концентрации контрольного варианта, что можно объяснить только влиянием растений на горизонтальную миграцию церия в почве.

Таблица 6

Миграция церия-144 в почве в отсутствии и присутствии растительного покрова, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Расстояние от радиоактивного слоя, *см*	Через 50 дней				Через 1 год	
	Ящик без растений, почва	Ящик с растениями			Ящик без растений, почва	Ящик с растениями, почва
		Почва	Часть растения			
			Надземная масса	Корни		
0	$3{,}0\cdot10^4$	$2{,}4\cdot10^4$	367	340	$2{,}2\cdot10^4$	$2{,}0\cdot10^4$
20	35	50	16	86	122	180
40	65	25	15	32	60	90
60	55	35	2828	22	64	170
80	45	25	14	20	28	60
100	35	20	24	12	16	25
120	25	20	7	8	12	16
140	30	45	13	4	8	12

Наконец, следует кратко остановиться на предварительных опытах по влиянию стока на миграцию кобальта и церия в почве. Опыты эти были проведены в ящиках с углом наклона около 30°. Сравнивая поведение кобальта и церия в условиях стока (табл. 7), можно видеть резкое различие

Таблица 7

Миграция кобальта-60 и церия-144 в почве и растениях в условиях стока (угол наклон аоколо 30°), *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества

Расстояние от радиоактивного слоя, *см*	Кобальт-60			Церий-144			
	Почва	Часть растения		Почва		Часть растения	
		Надземная масса	Корни	Без растений	С растениями	Надземная масса	Корни
0	$3{,}8\cdot10^3$	92	710	$1{,}2\cdot10^5$	$5{,}2\cdot10^4$	161	514
5	20	10	27	—	—	—	—
10	0	9	25	—	—	—	—
15	0	4	12	—	—	—	—
20	0	0	0	52	982	97	164
40	0	0	0	24	328	46	401
60	0	0	0	46	18	42	84
80	0	0	0	166	992	34	123
100	0	0	0	66	468	72	169
120	0	0	0	46	310	25	194
140	0	0	0	36	444	42	85
160	0	0	0	196	80	70	351
180	0	0	0	548	964	49	139
200	0	0	0	474	1388	44	164
220	0	0	0	748	1032	165	335

Примечание. В опыте с кобальтом-60 пробы почвы и растения взяты через два месяца, а в опыте с церием-144 — через 45 дней после внесения их в почву.

между ними. На миграцию кобальта в почве сток в течение двух месяцев не оказал никакого влияния. Так же как и в горизонтальных ящиках, кобальт обнаруживался только в тех растениях, которые своими корнями достигают радиоактивного слоя. Церий же под влиянием стока очень быстро мигрирует в почве до конца ящика, то есть на расстояние 220 *см* от места его внесения, причем в присутствии растений концентрация церия в почве почти во всех изученных точках выше, чем в отсутствии их. Следует отме-

тить, что концентрация церия в почве в конце наклонного ящика, то есть на стоке, выше, чем в других точках: церий, пройдя с почвенным раствором через весь ящик, накапливается на стоке, так как здесь дно ящика принимает горизонтальное положение. Таким образом, присутствие растений и наличие стока значительно ускоряют миграцию церия в почве.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В опытах, проведенных с целью изучения влияния растительного покрова и стока на миграцию неразделенной смеси осколков урана и чистых радиоизотопов кобальта, стронция, рутения, цезия и церия, установлено следующее. Смесь осколков урана не остается в месте внесения ее в почву, а мигрирует в горизонтальном направлении как в присутствии, так и в отсутствии растений; причем в первом случае скорость миграции примерно в два раза больше, чем во втором. Последующее изучение поведения в тех же условиях микроколичеств отдельных чистых радиоизотопов, входящих в состав смеси осколков урана, показало, что наиболее подвижны стронций и церий, а наименее — рутений и цезий. Стронций уже через три недели после внесения его в почву продвинулся в присутствии растений на 140 *см* от радиоактивного слоя, а в отсутствии — на 60 *см*; через полтора месяца и в контрольном ящике он мигрировал на 140 *см*, то есть стронций оказался очень подвижным элементом и хорошо передвигается с почвенным раствором. Стронций обнаружен во всех органах растений также до конца ящика, причем концентрация его в корнях несколько выше, чем в надземной массе. Церий примерно через два месяца после его внесения в почву мигрирует на расстояние 140 *см* в контрольном и опытном вариантах, при этом концентрации его и в том, и в другом случае приблизительно одинаковы; через год концентрация церия в почве, покрытой растительностью, оказалась несколько выше контроля во всех точках, кроме радиоактивного слоя. Таким образом, в присутствии растений церий быстрее распространяется из места загрязнения им почвы.

Следы рутения в почве на расстоянии 60—80 *см* от радиоактивного слоя обнаруживаются в присутствии и отсутствии растений, а в самих растениях он найден на значительно больших расстояниях, чем в почве. Растения каким-то образом транспортируют рутений по корневым системам; такая же картина наблюдалась и в опыте с неразделенной смесью осколков урана, где радиоактивность в растениях найдена на расстоянии 140 *см*, а следы радиоактивности в почве — на расстоянии 105 *см* от радиоактивного слоя. В опыте с цезием получилась картина, отличная от той, которая описана для стронция, церия и рутения. Следы цезия в почве наблюдаются только в присутствии растительного покрова, в контроле же цезий в течение всего опыта (одного года) оставался в месте его внесения. В растениях к концу опыта цезий обнаружен как в корнях, так и в надземной массе на всех изученных расстояниях от радиоактивного слоя, но в незначительных количествах. Наконец, совсем особо в ряду изученных элементов стоит кобальт. Ничтожные следы его обнаружены лишь на второй год после внесения на расстоянии 15 *см* от радиоактивного слоя, а в течение первого года весь кобальт оставался в месте внесения его в почву. В растениях же кобальт наблюдается только на ближайших расстояниях от радиоактивного слоя, то есть в тех, которые непосредственно своими корнями достигают радиоактивного слоя.

Таким образом, мы видим резко различное поведение изученных нами пяти элементов в присутствии и отсутствии растительного покрова в горизонтальных ящиках с почвой. Предварительные опыты по влиянию стока на миграцию церия и кобальта дали интересные данные, до некоторой

степени подтверждающие результаты, полученные в опытах по горизонтальной миграции. В условиях стока церий очень быстро (в течение 45 дней) мигрирует с почвенным раствором на расстояние 220 *см* от места внесения, в то время как кобальт, так же как и в горизонтальных ящиках, остается только в радиоактивном слое, что указывает на его исключительно прочную сорбцию почвой.

Опыты, проведенные А. А. Титляновой и Н. А. Тимофеевой (1959) с той же почвой и теми же элементами в почвенных колонках по изучению степени сорбции их почвой и десорбции, дали результаты, согласующиеся с нашими данными, а именно: кобальт и цезий сорбируются почвой почти на 100%, причем прочность сорбции очень велика, так как десорбции при пропускании десорбирующего раствора не происходит. Стронций очень подвижен в почве и может десорбироваться из нее полностью. Авторы полагают, что стронций движется в почве в результате обменных реакций. Сорбция рутения и церия в почве происходит неполностью, 30—40% их проходит в фильтрат, сорбированная же часть в почве почти не десорбируется. Однако такие модельные колоночные опыты не могут объяснить полностью поведение изученных элементов в почве в присутствии растительного покрова. Для выяснения механизма транспорта корневыми системами растений нами были поставлены специальные опыты по изучению поглощения и выделения корневыми системами растений тех же элементов (Порядкова и Агафонова, статья в настоящем сборнике). Результаты колоночных опытов по степени сорбции и десорбции изученных элементов той же почвой, что и в ящиках, и результатов опытов по поглощению и выделению тех же элементов корневыми системами растений помогают до некоторой степени объяснить поведение изученных элементов в описанных в настоящей работе опытах.

Большая скорость миграции стронция, а затем церия в ящиках с почвой объясняется, в первую очередь, их непрочной сорбцией и способностью легко десорбироваться из почвы; поэтому и в наших опытах стронций и церий свободно передвигались с почвенным раствором. Влияние растений на миграцию этих элементов сказывается в ускорении их продвижения в почве путем поглощения их из мест с большей концентрацией и выделения корневыми системами растений в окружающую среду с меньшей концентрацией. Хотя рутений, по данным опытов с почвенными колонками, и сорбируется почвой неполностью, однако в наших опытах в почве контрольного и опытного вариантов были обнаружены следы его на расстоянии 40 и 80 *см* от радиоактивного слоя, а в растениях — на расстоянии 120 *см*. Данные опытов по поглощению и выделению рутения корневыми системами растений показывают, что он хорошо поглощается и в значительных количествах выделяется корнями в окружающую среду. В данном случае растения, расположенные вблизи радиоактивного слоя, поглощают рутений, а затем другой частью корневой системы выделяют его дальше, где он опять поглощается уже другими, более удаленными от радиоактивного слоя растениями. В литературе уже имеются указания на то, что процесс рассеивания радиоактивных веществ, загрязняющих отдельные участки почвы, может быть значительно ускорен вследствие способности живых организмов передавать друг другу при питании накопленные ими радиоактивные элементы (Передельский, 1957; Передельский и др., 1957). Такое же положение мы наблюдаем и в случае с цезием, который хотя и сорбируется почвой довольно прочно, но все же поглощается и хорошо выделяется корневыми системами растений, а потому в почве в каждый данный момент можно найти следы цезия за счет выделения его корнями. Поэтому, благодаря деятельности растений, цезий, хотя и в небольших количествах, но все же продвигается в почве в горизонтальном направлении, в отсутствии же рас-

тений он полностью сохраняется в месте внесения его в почву. Наконец, кобальт сорбируется почвой очень прочно и выделяется корнями гороха и пшеницы в окружающую среду в ничтожных количествах по сравнению с другими элементами, а потому и рассеивание его из места загрязнения почвы и в присутствии растений происходит крайне незначительно. Эти результаты показывают, что при применении кобальта в качестве микроудобрения нужно считаться с его исключительно прочной сорбцией почвой.

Таким образом, изученные нами элементы по скорости горизонтальной миграции в почве в присутствии растительного покрова можно расположить в следующем порядке: очень подвижен и быстро мигрирует стронций, затем идет церий, несколько меньшая скорость миграции у рутения и, наконец, почти совсем неподвижны цезий с кобальтом. Описанные в настоящей работе опыты позволяют, до некоторой степени, представить судьбу изученных нами радиоактивных изотопов в случае их попадания в почву.

ВЫВОДЫ

1. Изучена миграция в почве неразделенной смеси осколков урана и чистых радиоактивных изотопов кобальта, стронция, рутения, цезия и церия в присутствии и отсутствии растительного покрова, а также миграция кобальта и церия в условиях стока.

2. Растительный покров ускоряет миграцию в почве подвижных элементов — стронция, церия и отчасти рутения, вызывает небольшую миграцию такого прочно сорбируемого элемента, как цезий, и почти не влияет на миграцию кобальта.

3. Механизм транспорта элементов корневыми системами растений заключается, в первую очередь, в поглощении радиоактивных изотопов растениями, а затем в выделении их корнями в окружающую среду.

4. В условиях стока церий довольно быстро мигрирует на большое расстояние от места загрязнения им почвы, а кобальт, как прочно сорбируемый элемент, остается в месте внесения его в почву.

ЛИТЕРАТУРА

Вернадский В. И. Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры.— Избр. соч., т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960а.

Вернадский В. И. Биосфера.— Избр. соч., т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960б.

Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1940.

Виноградов А. П., Геохимия живого вещества. М., Изд-во АН СССР, 1933.

Передельский А. А. Основание и задачи радиоэкологии.— Ж. общ. биол., 1957, т. 18, № 1.

Передельский А. А., Н. А. Порядкова, Л. З. Родионова, С. В. Тарчевская. Роль дождевых червей в очистке почвы от загрязнения радиоактивными изотопами.— Докл. АН СССР, 1957, т. 115, № 4.

Поляков Ю. А. Проблема заражения почв и сельскохозяйственных посевов продуктами радиоактивного распада.— Почвоведение, 1956, № 8.

Порядкова Н. А., С. В. Агафонова. О поглощении и выделении радиоизотопов фосфора, кобальта, стронция, рутения, цезия и церия растениями гороха и пшеницы. (Статья в настоящем сборнике).

Тимофеева-Ресовская Е. А., Э. И. Попова, Г. Г. Поликарпов. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов.— Концентрация радиоактивных изотопов фосфора, цинка, стронция, рутения, цезия и церия разными видами пресноводных моллюсков. Бюлл. МОИП, отд. биол., 1958, т. 63, № 3.

Тимофеева Н. А., А. А. Титлянова. Сорбция микроколичеств химических элементов почвой. III. О поглощении почвой радиоактивных изотопов (кобальт-60, стронций-90, иттрий-90, рутений-106, цезий-137 и церий-144).— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1959, вып. 2.

Титлянова А. А., Н. А. Тимофеева. О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почве.— Почвоведение, 1959, № 3.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ
Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Н. А. ПОРЯДКОВА, С. В. АГАФОНОВА

О ПОГЛОЩЕНИИ И ВЫДЕЛЕНИИ РАДИОИЗОТОПОВ ФОСФОРА, КОБАЛЬТА, СТРОНЦИЯ, РУТЕНИЯ, ЦЕЗИЯ И ЦЕРИЯ РАСТЕНИЯМИ ГОРОХА И ПШЕНИЦЫ

В основных опытах, проведенных с целью выяснения возможного влияния растительного покрова и стока на скорость миграции некоторых химических элементов в почве, были получены следующие результаты. Одни элементы (стронций, церий и, в меньшей степени, рутений) хорошо продвигаются с почвенным раствором и обнаруживаются в почве и в растениях на значительных расстояниях от места их внесения в почву, причем растения значительно ускоряют их миграцию в почве; продвижение других (цезий) в почве в отсутствии растительного покрова не удалось установить, но в присутствии растений обнаруживаются следы радиоактивности в почве и в растениях на некотором расстоянии от места внесения и, наконец, третьи (кобальт) не обнаруживаются ни в почве, ни в растениях за пределами радиоактивного слоя (Порядкова и Агафонова, статья в настоящем сборнике). Для объяснения такого поведения изученных нами элементов мы воспользовались результатами опытов А. А. Титляновой и Н. А. Тимофеевой по изучению степени сорбции и десорбции этих элементов той же почвой в колонках (Титлянова, Тимофеева, 1959; Тимофеева, Титлянова, 1959). Оказалось, что наши данные по миграции некоторых элементов могут быть частично объяснены результатами колоночных опытов. Однако модельные колоночные опыты не могут дать никакой информации для суждения о механизме влияния растений на миграцию элементов в почве. С целью выяснения механизма транспорта этих элементов корневыми системами растений были предприняты лабораторные опыты по изучению поглощения и выделения корнями растений тех же элементов, которые были изучены в наших основных опытах, а также некоторых других.

Методика этих опытов состояла в следующем. Эмалированные кристаллизаторы емкостью около 2 *л* разделяли на две равные половины водонепроницаемой перегородкой, и в обе половины наливали питательную смесь Гельригеля; затем в одну из половин вносили изучаемый элемент в виде радиоактивного изотопа без добавления носителей. В опыте были взяты следующие изотопы: фосфор-32, кобальт-60, стронций-89, рутений-106, цезий-137 и церий-144 в количествах порядка десятка микрокюри. Кристаллизаторы покрывали картонным парафинированным кругом, в котором было 14 отверстий, расположенных точно над перегородкой. Десятидневные проростки пшеницы и гороха высаживались на отдельные кристаллизаторы таким образом, что примерно половина корневой системы каждого растения находилась в радиоактивной части кристаллизатора, другая же половина — в нерадиоактивной. Для получения мочковатой корневой

системы у гороха удаляли точку роста корня на третий день прорастания. В течение опыта, продолжавшегося один месяц, из обеих половин кристаллизатора брали пробы раствора по 1 *мл* и растений для определения в них радиоактивности, при этом растения разделяли на надземную массу и корни из «радиоактивной» и «нерадиоактивной» половин кристаллизатора. Измерения радиоактивности производились на радиометре типа Б-2 с горизонтальной или торцовой трубкой, в зависимости от типа и жесткости излучения.

Ниже будут представлены основные результаты опыта. В табл. 1 приведена концентрация радиоактивности в питательном растворе из радиоактивной и нерадиоактивной части кристаллизатора через 1, 3, 7, 15, 21 и 30 дней после внесения радиоизотопа. В последней вертикальной графе таблицы приведена концентрация радиоактивности в растворе нерадиоактивной части кристаллизатора, выраженная в процентах от радиоактивной части в конце опыта. Как видно из этой таблицы, все изученные элементы в той или иной степени переносятся растениями пшеницы и гороха в нерадиоактивный питательный раствор, причем со временем количество выделенного радиоизотопа увеличивается, а концентрация его в радиоактивной части кристаллизатора постепенно падает, главным образом за счет поглощения растениями. Следует отметить, что фосфор, кобальт и рутений кор-

Таблица 1

Концентрация радиоактивности в питательном растворе радиоактивной и нерадиоактивной половины кристаллизатора через разное время после внесения изотопов, *имп/мин* на 1 *мл*

Изотоп	Растение	Часть кристаллизатора	Исходная концентрация	День взятия пробы						
				1-й	3-й	7-й	15-й	21-й	30-й	
									имп	%
Фосфор-32	Пшеница	Радиоактивная	525	545	508	460	—	320	140	100
		Нерадиоактивная	0	0	2	2	—	10	2	1,4
	Горох	Радиоактивная	350	350	360	280	—	90	90	100
		Нерадиоактивная		0	0	2	—	3	5	5,5
Кобальт-60	Пшеница	Радиоактивная	3150	2470	2400	730	—	515	600	100
		Нерадиоактивная		0	0	1	—	1	2	0,3
	Горох	Радиоактивная	6390	6295	6210	3230	—	1120	870	100
		Нерадиоактивная		15	12	6	—	5	10	1,2
Стронций-89	Пшеница	Радиоактивная	1500	1510	1500	1456	1440	1335	1205	100
		Нерадиоактивная		0	14	22	25	36	88	7,3
	Горох	Радиоактивная	1450	1450	1400	1358	1328	1250	1105	100
		Нерадиоактивная		0	7	6	13	14	17	1,5
Рутений-106	Пшеница	Радиоактивная	2850	2375	2165	2041	—	1488	925	100
		Нерадиоактивная		0	2	10	—	15	12	1,3
	Горох	Радиоактивная	2630	2110	1625	1273	—	1022	710	100
		Нерадиоактивная		48	54	47	—	38	70	9,9
Цезий-137	Пшеница	Радиоактивная	1380	1380	1340	1225	1110	1098	940	100
		Нерадиоактивная		0	7	8	15	23	25	2,7
	Горох	Радиоактивная	1360	1360	1350	1230	1195	1105	925	100
		Нерадиоактивная		0	3	21	24	27	29	3,1
Церий-144	Пшеница	Радиоактивная	3559	3559	1668	1322	1214	650	350	100
		Нерадиоактивная		0	10	8	12	5	7	2,0
	Горох	Радиоактивная	2240	2240	2262	1560	665	698	513	100
		Нерадиоактивная		0	24	5	6	8	8	1,5

нями пшеницы выделяются в меньшей степени, чем корнями гороха; цезий и церий выделяются обоими видами примерно одинаково, а стронций значительно больше выделяется корнями пшеницы. Из изученных элементов в наибольшей степени выделяются стронций и рутений, а в наименьшей — церий и кобальт. В табл. 2 и на рис. 1 приведены коэффициенты накопления и выделения различных радиоизотопов для пшеницы и гороха. Под коэффициентом накопления мы понимаем отношение концентрации радиоизотопа в растении к концентрации раствора радиоактивной половины кристаллизатора, а под коэффициентом выделения — процент выделенной радиоактивности от общего содержания в растениях. При рассмотрении таблицы и рисунков можно заметить, что коэффициент выделения отрицательно коррелирует с коэффициентом накопления. Так, самый высокий коэффициент накопления у гороха и у пшеницы отмечен для кобальта, церия и фосфора, в то время как коэффициенты выделения для этих же элементов оказываются самыми низкими, то есть происходит значительное накопление при ничтожном выделении. Если сравнивать оба изученных

Таблица 2

Коэффициенты накопления и выделения различных радиоизотопов у растений гороха и пшеницы через 30 дней после внесения радиоактивности в питательную среду

Изотоп	Коэффициент накопления		Коэффициент выделения, %	
	Пшеница	Горох	Пшеница	Горох
Фосфор-32	272	148	0,93	4,3
Кобальт-60	500	650	0,19	0,18
Стронций-89	57	117	16,0	0,80
Рутений-106	43	54	9,04	27,0
Цезий-137	42	108	8,0	1,78
Церий-144	241	344	1,04	0,27

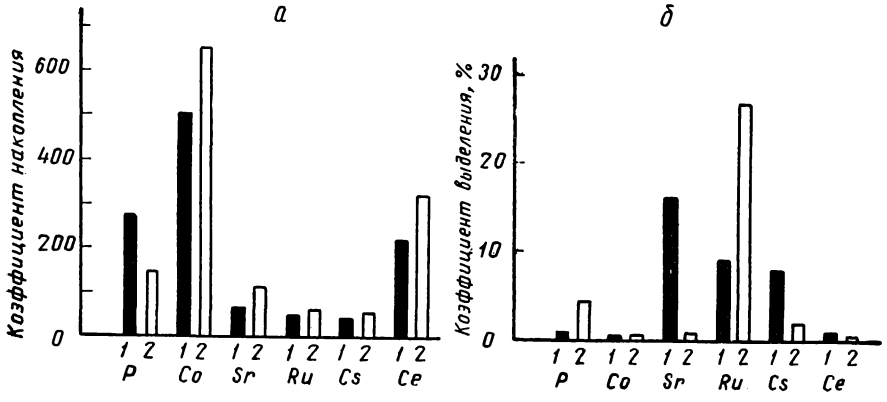


Рис. 1. Коэффициенты накопления *а* и выделения *б* различных радиоизотопов растениями пшеницы *1* и гороха *2* в водной культуре через 30 дней после внесения радиоизотопа.

нами вида растений по степени накопления и выделения радиоизотопов, то можно видеть, что коэффициенты накопления у гороха для всех изученных элементов, за исключением фосфора, выше, чем у пшеницы, коэффициенты же выделения, наоборот, для большинства элементов больше у пшеницы. Эта закономерность особенно ясно видна из рис. 2, где изображена зависимость коэффициентов выделения от коэффициентов накопления.

Наконец, интересно рассмотреть данные концентрации радиоактивности в нерадиоактивных корнях гороха и пшеницы (% радиоактивности в активных корнях):

	Пшеница	Горох		Пшеница	Горох
P^{32} . . .	39,0	25,8	Ru^{106} . . .	47,7	8,3
C^{60}	0,53	12,5	Cs^{137} . . .	33,6	9,0
Sr^{89}	6,2	7,3	Ce^{144} . . .	2,9	2,7

Это отношение наиболее велико у пшеницы для фосфора, рутения и цезия (от 34 до 47%) и наиболее мало для кобальта у того же вида (0,5%). Из сравнения рис. 2 и 3 видно, что процент выделенной радиоактивности не зависит от относительной концентрации ее в корнях из нерадиоактивной половины кристаллизатора, то есть никакой корреляции здесь не наблюдается.

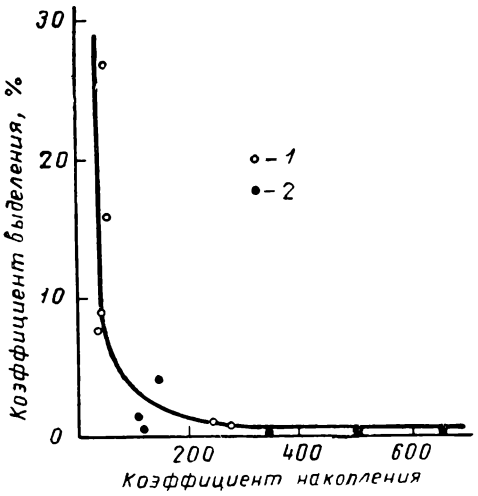


Рис. 2. Зависимость коэффициентов выделения от коэффициентов накопления для пшеницы *1* и гороха *2* в водной культуре.

Таким образом, изучение поглощения и выделения корневыми системами пшеницы и гороха радиоизотопов фосфора, кобальта, стронция, рутения, цезия и церия показало, что, во-первых, все эти элементы в довольно значительных количествах поглощаются корнями из питательного раствора и накапливаются в различных органах растения. Коэффициенты накопления варьируют от 42 для цезия до 650 для кобальта, причем особенно высоки они для кобальта, церия и фосфора. Во-вторых, опять-таки для всех изученных элементов наблюдалось в той или иной степени их выделение в питательный раствор корневой системой, находящейся в нерадиоактивной половине кристаллизатора, причем наиболее высокие коэффициенты выделения наблюдаются у гороха для рутения (27%) и у пшеницы для стронция, рутения и цезия (соответственно, 16, 9 и 8%); меньше всего выделяются кобальт, церий и фосфор. Изучение зависимости коэффициентов выделения от коэффициентов накопления для разных элементов приводит к выводу о том, что эти величины коррелятивно связаны друг с другом; во всех случаях при высоких коэффициентах накопления радиоизотопов наблюдается очень слабое их выделение изолированной от радиоактивности частью корневой системы в питательный раствор. Возможно, что слабое выделение корневой системой некоторых элементов и обусловливает в какой-то степени высокие коэффициенты накопления.

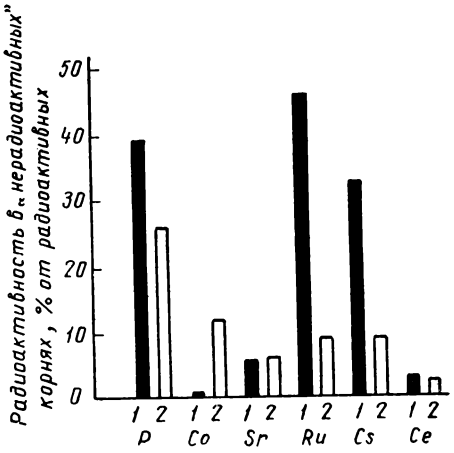


Рис. 3. Концентрация радиоактивности различных радиоизотопов в корнях из «нерадиоактивной» половины кристаллизатора.

Полученные данные проливают некоторый свет на поведение изученных радиоизотопов в наших основных опытах, поставленных с целью выяснения влияния растительного покрова на миграцию химических элементов в почве (Порядкова, Агафонова, статья в настоящем сборнике). Роль растительного покрова и, в частности, корневой системы заключается, прежде всего, в поглощении из питательной среды присутствующих в ней радиоизотопов; затем в растениях происходит перераспределение их, в ре-

зультате которого радиоизотопы поступают в часть корневой системы, не соприкасающуюся с радиоактивным слоем, и, наконец, происходит частичное выделение радиоизотопов в среду. Выделившиеся радиоизотопы могут поглощаться другими, более удаленными от радиоактивного слоя растениями, и снова выделяться. Таким образом происходит передача накопленных растениями изотопов другим растениям, близрасположенным, что, в частности, согласуется с гипотезой биоэкологической самоочистки природы, загрязненной радиоактивными веществами (Передельский, 1957; Передельский и др., 1957). Свойство растений выделять в среду питательные вещества, которые затем могут поглощаться другими растениями (то есть транспортировать питательные вещества), было установлено в ряде опытов методом «изолированного» питания (Ахромейко, 1936; Соколов, 1955).

Таким образом, миграцию химических элементов в почве можно объяснить не только продвижением их с почвенным раствором или путем ионообменных реакций, но и значительным участием растительного покрова.

ЛИТЕРАТУРА

Ахромейко А. И. О выделении корнями растений минеральных веществ.— Изв. АН СССР, Отд. матем. и естеств. наук, 1936.

Передельский А. А. Основание и задачи радиоэкологии.— Ж. общ. биол., 1957, т. 18, № 1.

Передельский А. А., Н. А. Порядкова, Л. З Родионова, С. В. Тарчевская. Роль дождевых червей в очистке почвы от загрязнений радиоактивными изотопами.— Докл. АН СССР, 1957, т. 115, № 4.

Порядкова Н. А., С. В. Агафонова. Влияние травяного покрова на горизонтальную миграцию рудоизотопов кобальта, стронция, рутения, цезия и церия. (Статья в настоящем сборнике).

Соколов А. В. Результаты работ с радиоактивным изотопом фосфора.— Меченые атомы в исследованиях питания растений и применения удобрений. М., Изд-во АН СССР, 1955.

Тимофеева Н. А., А. А. Титлянова. Сорбция микроколичеств химических элементов почвой. III. О поглощении почвой радиоактивных изотопов (кобальт-60, стронций-90, иттрий-90, рутений-106, цезий-137 и церий-144).— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1959, вып. 2.

Титлянова А. А., Н. А. Тимофеева. О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почве.— Почвоведение, 1959, № 3.

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ
Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

Г. И. МАХОНИНА, И. В. МОЛЧАНОВА, Е. Н. СУББОТИНА, Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ, А. А. ТИТЛЯНОВА, А. Н. ТЮРЮКАНОВ, М. Я. ЧЕБОТИНА

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ Fe^{59}, Co^{60}, Zn^{65}, Sr^{90}, Ru^{106}, Cs^{137}, Ce^{144} ПО КОМПОНЕНТАМ БИОГЕОЦЕНОЗА

В последнее время, в связи с общим развитием идей В. И. Вернадского (1926[1], 1940) о роли и значении биосферы в перераспределении химических элементов в земной коре, возник вопрос о поведении микроколичеств редких и рассеянных элементов. Часть из этих элементов, как известно, необходима для нормального протекания важнейших жизненных процессов. С другой стороны, привлекает большое внимание к поведению микроколичеств химических элементов возможность загрязнения биосферы радиоактивными веществами. Комплексное изучение миграции и перераспределения химических элементов в природных биогеоценозах является одной из задач биогеоценологии (Сукачев, 1928).

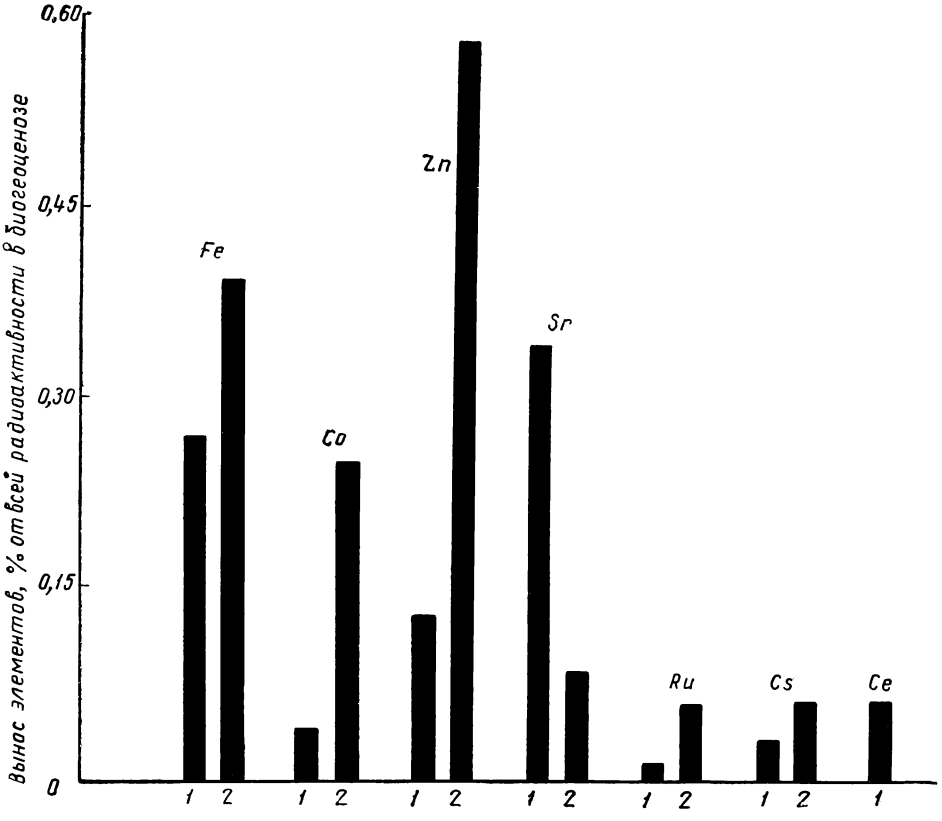
Предлагаемая работа выполнена в плане экспериментальной биогеоценологии с применением метода радиоактивных индикаторов, позволяющего работать с микроколичествами элементов.

В работе применялись радиоизотопы: Fe^{59}, Co^{60}, Zn^{65}, Sr^{90}, Ru^{106}, Cs^{137} и Ce^{144}. Перечисленные радиоизотопы были внесены в почву методом поверхностного полива: каждый из изотопов (по 5 *мк*, за исключением Zn^{65}— 20 *мк*) разводили в 15 *л* воды и раствор равномерно наносили на площадку в 1 $м^2$ ранней весной до появления первой растительности.

Пробные площадки были заложены около оз. Таткуль (кордон Миассово) и оз. Карасиного (кордон Няшево) в Ильменском заповеднике на Южном Урале. Бурые лесные почвы на этих участках развились на элювиально-делювиальных отложениях гранитогнейсов. Мощность почвенного профиля 25—50 *см*. В почве встречаются щебень и крупные обломки горной породы. Степень насыщенности почвы основаниями равна 70—75%, содержание обменных катионов Ca и Mg в горизонте А равно, соответственно, 9,8 и 4,4 *мг·экв* на 100 *г* почвы (кордон Миассово) и 13,8 и 5,9 *мг·экв* на 100 *г* почвы (кордон Няшево). Содержание гумуса в горизонте А 4,8%, но с глубиной оно резко падает. По механическому составу почвы представлены песчано-пылеватой супесью. Пробная площадка у оз. Таткуль заложена в березово-осиновом лесу. Травянистый покров образуют: сныть, злаки, подмаренник, медуница, коровяк, кровохлебка, вероника, герань, мох и другие растения. Пробная площадка у оз. Карасиного заложена в сосновом лесу. Травянистый покров образуют злаки, брусника, костяника, купена, кровохлебка, кошачья лапка, мох и другие растения.

[1] Цит. по изданию 1960 г.

Опытные площадки с Cs^{137} разбирались через 3 года, с Co^{60} — через 2 года, со всеми остальными элементами — через один вегетационный период. При разборке площадок учитывались надземная и корневая биомасса, вес почвы в слоях по 5 *см*, вес лесной подстилки и определялось содержание изучаемых радиоизотопов (по их радиоактивности) в различных частях растений, которые были высушены до постоянного веса и озолены, в почве,



Вынос радиоизотопов надземной массой растений.
1 — берег оз. Таткуль; 2 — берег оз. Няшево.

по выделенным слоям, и в лесной подстилке. Измерение радиоактивности проводилось на радиометре Б-2 с торцовой трубкой МСТ-17.

В табл. 1 представлены результаты опытов по распределению Fe^{59}, Co^{60}, Zn^{65}, Sr^{90}, Ru^{106}, Cs^{137} и Ce^{144} по изученным компонентам биогеоценоза. За 100% принята вся радиоактивность, найденная в площадке по каждому элементу. Для всех изученных элементов сохраняется общая картина распределения их по компонентам биогеоценоза: надземная часть растений выносит на дневную поверхность десятые или сотые доли процента, и только присутствие мха увеличивает содержание элементов (цезия и цинка) в надземной биомассе до 2 и 9%, соответственно; корни, отобранные из почвенных слоев, накапливают в себе все элементы на порядок величин больше, чем надземная часть растений, а лесная подстилка задерживает примерно от 10 до 50% всей радиоактивности площадки; оставшаяся часть радиоактивных элементов распределяется по почвенным слоям с характерным для каждого элемента накоплением в верхнем слое почвы и падением содержания с глубиной.

Несмотря на небольшую разницу в данных по площадкам, заложенным на озерах Таткуль и Няшево, что отчасти объясняется разными фитоценозами, все же можно заметить некоторые особенности в распределении разных элементов (см. рисунок). Так, Zn^{65}, Sr^{90} и Co^{60} накапливаются надземной массой растений в десятых долях процента, а Ru^{106}, Cs^{137} и Ce^{144} — в сотых долях процента. Разница между накоплением Sr^{90} и Cs^{137} надземной биомассой сохраняется и при внутрипочвенном методе введения этих радиоизотопов в биогеоценоз (Махонина и др., 1961). Больше всего надземной массой растений выносится Zn^{65} и меньше всего Ru^{106}. Корни накапливают больше всего Fe^{59}, Co^{60}, Zn^{65}, Sr^{90} и меньше всего Ru^{106}; Cs^{137} и Ce^{144} занимает промежуточное положение. Из всех элементов Ru^{106} накапливается растениями в наименьших количествах как в надземной массе, так и в корнях. В табл. 2 приведены отношения радиоактивности 1 *г* сухой массы надземной части растений к радиоактивности 1 *г* сухой массы корней (усредненные для каждого элемента по двум площадкам) для сравнения распределения радиоизотопов в отдельных видах растений. Из таблицы видно, что разные элементы распределяются в растениях по-разному. Больше всего в надземной части растений концентрируется цинка (в девяти растениях из 15), стронция (в шести растениях из 14) и железа (в пяти растениях из 17), а кобальт, рутений, цезий и церий концентрируются преимущественно в корнях.

Удерживающая способность лесной подстилки сильно варьирует для разных элементов и для одного и того же элемента в разных биогеоценозах, тем не менее можно отметить, что больше всего подстилкой удерживается Sr^{90}, Zn^{65}, Ce^{144}, Fe^{59} и меньше всего — Co^{60}.

Для более наглядного сравнения миграции перечисленных радиоизотопов в глубь почвы в табл. 3 приведено распределение содержания этих элементов в почвенных слоях. Исходя из этих данных, можно записать

Таблица 1

Распределение элементов по компонентам биогеоценозов, % от найденной радиоактивности в биогеоценозе

Компонент	Fe^{59}		Co^{60}		Zn^{65}		Sr^{90}		Ru^{106}		Cs^{137}		Ce^{144}
	Таткуль	Няшево	Таткуль	Няшево	Таткуль	Няшево	Таткуль	Няшево	Таткуль	Няшево	Таткуль	Няшево	Таткуль
Надземная биомасса	0,27	0,39	0,04	0,25	0,13	0,58	0,34	0,08	0,01	0,06	0,03	0,06	0,06
Мох	—	—	—	—	—	8,52	—	—	—	—	—	1,66	—
Корни	2,85	9,50	32,36	1,54	2,47	7,60	1,70	16,60	0,2	0,3	0,33	2,36	1,64
Подстилка	24,50	11,91	11,70	7,2	31,0	19,3	35,91	48,4	21,8	10,5	27,2	8,6	20,3
Слои почвы, *см*:													
0—5	37,3	40,6	50,2	75,01	49,5	46,9	53,89	31,3	38,3	59,9	40,0	50,5	51,6
5—10	18,4	18,8	3,2	8,3	8,4	8,8	4,27	2,4	26,7	19,3	20,3	30,5	17,3
10—15	6,8	13,8	1,4	6,3	5,7	6,9	1,14	0,72	5,4	7,54	6,2	4,3	5,1
15—20	7,5	4,4	1,1	1,4	1,9	1,4	1,13	0,5	4,4	1,40	2,9	1,2	4,0
20—25	3,0	0,6	—	—	0,9	—	0,38	—	1,9	0,6	3,1	0,58	—
25—30	—	—	—	—	—	—	1,24	—	1,29	0,4	—	0,18	—

Таблица 2

Отношения радиоактивностей 1 г сухого веса надземной массы к 1 г сухого веса корней

Растение	Fe^{59}	Co^{60}	Zn^{65}	Sr^{90}	Ru^{106}	Cs^{137}	Ce^{144}
Злаки	0,31	0,08	0,61	3,35	0,16	0,36	0,6
Вероника	3,90	0,18	2,70	0,82	0,6	0,22	0,15
Сныть	0,50	0,15	1,50	1,07	0,09	0,14	0,42
Золотая розга	—	—	—	0,96	0,007	—	—
Осока	—	—	0,63	23,4	0,15	—	—
Брусника	0,88	1,00	0,39	0,66	0,48	0,09	—
Кровохлебка	0,90	—	—	0,84	1,91	9,36	—
Земляной орешек	—	—	—	3,84	1,23	—	—
Ракитник	2,70	—	1,02	0,82	0,67	1,63	—
Кошачья лапка	—	—	—	4,42	—	—	—
Зопник	—	—	0,36	4,54	0,8	—	—
Лютик	—	—	—	0,14	—	—	—
Репейник	—	—	—	0,83	—	—	—
Костяника	0,69	2,20	2,50	0,7	0,65	—	—
Сон-трава	0,24	0,67	1,10	—	0,46	—	—
Земляника	0,68	1,20	—	—	0,06	—	0,14
Подмаренник	—	—	—	—	2,06	0,21	0,74
Герань луговая	—	0,34	0,52	—	—	0,23	—
Таволга	0,17	0,75	1,40	—	—	—	0,33
Крестовник	0,67	0,47	—	—	—	—	—
Бобовые	0,76	0,30	2,46	—	—	—	0,71
Лапчатка	—	—	20,0	—	—	—	—
Медуница	1,11	—	—	—	—	—	—
Осина	0,52	1,09	2,70	—	—	0,52	1,16
Береза	1,66	—	—	—	—	—	—
Лиственница	—	—	—	—	—	2,98	—
Сосна	1,3	0,58	0,51	—	—	0,56	—

элементы в порядке увеличения подвижности их в почве в следующий ряд: стронций $<$ кобальт $<$ цинк $<$ церий $<$ рутений $\leqslant$ цезий $<$ железо.

Таблица 3

Распределение элементов по профилю почвы, % от радиоактивности всей почвы

Почвенный слой, *см*	Fe	CO	Zn	Sr	Ru	Cs	Ce
0—5	51,2	85,9	74,0	88,15	58,10	56,4	65,8
5—10	24,8	7,5	13,1	7,15	27,95	31,0	22,5
10—15	13,0	4,8	9,7	1,92	7,70	6,85	6,5
15—20	7,8	1,8	2,5	1,69	3,70	2,70	5,2
20—25	3,2	—	1,3	0,09	1,50	2,50	—
25—30	—	—	—	1,10	1,05	0,05	—

Таблица 4

Распределение элементов по слоям почвенного фильтра, % от радиоактивности всего фильтра

Почвенный слой, *см*	Fe	Co	Zn	Sr	Ru	Cs
0—2	44,1	86,3	71,0	48,0	47,0	97,1
2—4	21,8	11,1	22,5	27,1	21,5	2,61
4—6	14,6	1,5	4,1	18,1	13,8	0,21
6—8	11,9	0,62	1,8	5,1	9,9	0,09
8—10	7,6	0,48	0,6	1,7	7,7	0,03

В табл. 4 приведены данные по распределению Fe^{59}, Co^{60}, Zn^{65}, Sr^{90}, Ru^{106} и Cs^{137} в почвенных колонках (Титлянова и Тимофеева, 1959), полученные в лабораторных условиях. По этим данным можно написать второй ряд подвижности: цезий $<$ кобальт $<$ цинк $<$ стронций $<$ рутений $\leqslant$ $\leqslant$железо. Сравнивая ряды, следует отметить, что они в значительной мере похожи, за исключением подвижности стронция-90 и цезия-137. В нашем эксперименте в природных условиях стронций-90 был менее подвижен, чем цезий-137. Этот факт противоречит данным по глобальному загрязнению почвы стронцием-90 и цезием-137 (Алексахин, 1963), а также данным по изучению сорбции и десорбции этих изотопов в почвах и минералах (Титлянова, 1963), из которых видно, что цезий-137 закрепляется в почве го-

раздо прочнее, чем стронций-90. Можно предположить, что причиной увеличения миграционной способности цезия-137, по сравнению со стронцием-90, является бо́льшая продолжительность опыта с цезием-137, однако наши данные (Махонина и др., 1961) по распределению стронция-90 и цезия-137 в почве при внутрипочвенном методе введения этих изотопов, когда они находились в почве одинаковое количество времени, подтверждают большую подвижность последнего по сравнению с первым. Этот факт требует специальных опытов для объяснения.

Таким образом, поверхностный метод внесения изотопов в почву позволяет получить данные для сравнения различных элементов по таким показателям, как вынос элемента из почвы надземной массой растений, концентрирование его в корнях, удерживание в лесной подстилке и миграция элемента по профилю почвы.

ЛИТЕРАТУРА

Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М., Изд-во АН СССР, 1963.

Вернадский В. И. Биосфера.— Избр. соч., т. 5. М., Изд-во АН СССР, 1960.

Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М., Изд-во АН СССР, 1940.

Махонина Г. И., Н. В. Тимофеев-Ресовский, А. А. Титлянова и А. Н. Тюрюканов. Распределение Sr^{90} и Cs^{137} по компонентам биогеоценоза.— Докл. АН СССР, 1961, т. 140, № 5.

Сукачев В. Н. Растительные сообщества. Л., 1928.

Титлянова А. А. Поведение Cs в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями. Автореф. дисс. на соискание ученой степени канд. биол. наук. Свердловск, 1963. (Хранится в б-ке Ин-та биол. УФАН СССР).

Титлянова А. А. и Н. А. Тимофеева. О подвижности соединений Co^{60}, Sr^{90} и Cs^{137} в почве.— Почвоведение, 1959, № 3.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ
Вып. 45 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1965

В. Г. КУЛИКОВА и Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

О ПЕРЕДАЧЕ РАДИОСТРОНЦИЯ САМКАМИ КРЫС ДЕТЕНЫШАМ

За последнее десятилетие довольно хорошо, в особенности у млекопитающих, изучено распределение по органам и выделение ряда инкорпорированных радиоизотопов. По понятным причинам, большая часть работ посвящалась при этом радиоизотопам, имеющим особенно важное значение с точки зрения радиотоксикологии. Хотя в большинстве случаев еще сравнительно мало известно о конкретных механизмах, управляющих распределением микроколичеств химических элементов по органам животного, тем не менее сравнительное изучение распределения относительно большого числа радиоизотопов позволяет чисто феноменологически наметить несколько различных «типов» распределения и, соответственно, классифицировать по ним разные химические элементы (Трегубенко, 1958; Закутинский, 1959; Москалев, 1960).

Одному из таких типов распределения присущи элементы, которые после введения сравнительно быстро и в относительно высоком проценте концентрируются в скелете, из которого в дальнейшем выделяются лишь чрезвычайно медленно. К этим элементам, в качестве классического представителя, принадлежит стронций. Тип его распределения, медленное выделение и длинный период полураспада наиболее распространенных его радиоизотопов делают стронций, как известно, одним из наиболее важных, с радиотоксикологической точки зрения, элементов в общей массе радиоактивных загрязнений среды обитания животных и человека.

Изучение судьбы инкорпорированных живыми организмами радиоизотопов представляет интерес в качестве непосредственной основы радиотоксикологических прогнозов и расчета локальных доз. Вместе с тем, оно интересно и с точки зрения общей, биогеоценологической и биогеохимической проблемы о распределении, миграции и концентрации излучателей по различным живым и косным компонентам окружающей нас природы (Тимофеев-Ресовский, 1957).

Исходя из обеих упомянутых общих точек зрения («радиотоксикологической» и «биогеоценологической»), мы провели, в дополнение к общим опытам по распределению и выделению важнейших инкорпорированных млекопитающим радиоизотопов, исследование проникновения их через плацентарный и молочный «барьеры» потомству (Куликова, 1957, 1959, 1960, 1964). В частности, поведение стронция-90 в организме беременных и лактирующих животных, хотя и подвергалось изучению (Парфенов, 1960; Kriegel, 1960; Левченко и Парфенов, 1962; Kriegel a. Neumann, 1962), однако полученные разными исследователями данные, из-за неоднородности подопытного материала и методики проведения опытов, трудно поддаются количественному сравнению. Нами проведена серия опытов по изучению

передачи стронция-90 из организма матери потомству при введении его в разные сроки беременности и лактации. Кроме того, на этом же материале были получены данные о переходе радиостронция от поколения в поколение.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Материалом всех описанных ниже опытов служили белые лабораторные крысы, разводимые небольшим репродуктивным стадом в течение примерно десяти лет в нашем лабораторном виварии. В период проведения опытов животные находились на постоянном пищевом рационе.

Введение радиостронция производилось пятимесячным самкам задолго до начала беременности, в разные сроки беременности (от первого до двадцать второго дня) и лактации (от первого до двадцать первого дня) одно-

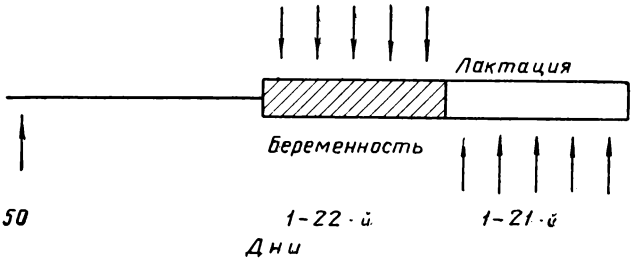


Рис. 1. Схема опытов со стронцием-90. Стрелками показаны сроки введения радиостронция животным.

кратно, внутрибрюшинно. Каждой самке весом около 200 *г* радиостронций вводили в виде хлорида стронция по 3 *мккюри*; раствор вводили в объеме 0,5 *мл*. Для наглядности схема этих опытов приведена на рис. 1.

Во всех опытах радиоактивность определялась в тушках матерей и их потомства. Для этой цели производили тотальное озоление тушек при температуре 600°, затем брали две параллельные пробы золы весом до 70 *мг* и измеряли под торцовой трубкой типа Т-25-БФЛ на радиометре типа Б или Б-2. Результаты измерений пересчитывались на вес одного крысенка (в *имп/мин*) и выражались в процентах от величины радиоактивности, введенной самкам. Содержание радиоактивности у части крысят сразу после рождения указывало на количество радиоизотопа, перешедшего к плоду от матери за период беременности. Оставшиеся крысята забивались в десятидневном возрасте и тоже исследовались на радиоактивность; по разности в содержании радиоактивности между 10-дневными и новорожденными крысятами определялось количество радиоизотопа, поступившего с молоком матери.

Приводимые в таблицах величины содержания радиоизотопов в тушках крысят являются средними арифметическими от измерений радиоактивности потомства разных матерей. Так как работа велась с изотопом стронций-90, то, само собой разумеется, все препараты измерялись после установления радиоактивного равновесия с дочерним продуктом иттрием-90 (не ранее чем через две недели после взятия проб).

Все полученные в экспериментах данные подвергались статистической обработке с вычислением ошибок и достоверности разниц (величина *P*).

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПЫТОВ

Передача стронция потомству при введении его самкам до начала беременности. При введении излучателя самкам за 50 дней до начала беременности каждый новорожденный крысенок выносит его из организма матери

0,04% от первоначально введенного количества. В крысятах 10-дневного возраста содержание стронция увеличивается до 0,144%, как показывают приведенные ниже данные:

Число крыс-матерей	Число новорожденных крысят	Среднее содержание стронция в крысенке	Число 10-дневных крысят	Среднее содержание стронция в крысенке	Разница	P
8	10	0,040±0,0038	51	0,144±0,0078	0,104	0,0001

Это повышение объясняется дополнительным поступлением радиоизотопа с молоком кормящей матери. Следовательно, можно считать, что стронций при попадании в организм самки даже за сравнительно долгие сроки до наступления беременности способен в заметных количествах переходить через плаценту в плод и, особенно с молоком,— детенышам.

Передача стронция потомству при введении его самкам во время беременности. Результаты опытов с введением радиостронция самкам в разные сроки беременности представлены в табл. 1. Данные таблицы показывают,

Таблица 1

Содержание стронция-90 в тушках крысят при внутрибрюшинном введении его беременным самкам, % от введенного

Срок беременности крыс при введении стронция, дни	Число новорожденных крысят	Среднее содержание стронция в крысенке	Число 10-дневных крысят	Среднее содержание стронция в крысенке	Разница	P
1—16-й	25	0,29±0,019	77	0,88±0,025	0,59	<0,0001
17—19-й	16	2,04±0,187	21	2,63±0,192	0,59	0,0350
20—22-й	14	3,86±0,217	19	4,69±0,260	0,83	0,0210

что при более ранних сроках введения (от первого до шестнадцатого дня беременности) содержание стронция в крысятах относительно низкое, хотя и превышает в семь раз таковое у крысят от самок, которым стронций вводился задолго до начала беременности (за 50 дней); при введении излучателя матерям в конце беременности содержание его в тушках новорожденных возрастает примерно в десять, а у 10-дневных крысят — примерно в пять раз по сравнению с более ранними сроками введения. Статистически вполне реальная разница ($P = 0{,}0001 \div 0{,}03$) в содержании стронция у новорожденных и 10-дневных крысят (0,6—0,8%) относится за счет поступления стронция через молоко.

Таблица 2

Распределение и выделение стронция-90 из организма беременных и небеременных крыс за двое суток, % от введенного

Показатель	Небеременные	Беременные
Выделение:		
моча, первые сутки	15,57	8,24
моча, вторые сутки	4,20	2,34
кал, первые сутки	9,46	7,27
кал, вторые сутки	3,92	0,98
Распределение:		
бедро	2,27	1,31
скелет	45,40	26,20
тушка	58,28	48,70
плацента		0,46
плод		25,20

Поступление стронция в потомство в зависимости от сроков его введения беременным самкам наглядно изображено на рис. 2. Максимальное поступление излучателя в потомство наблюдается при введении его самкам в последние дни беременности; вместе с тем, в первые две трети беременности никакой зависимости плацентарного перехода стронция от дня его введения не наблюдается.

Для установления доли участия плацентарного перехода стронция в общем балансе его выделения из организма беременной самки были про-

ведены специальные обменные опыты на крысах с 20-дневной беременностью. Роды у самок наступали ровно через двое суток после внутрибрюшинного введения им стронция-90. При этом восемь новорожденных крысят вместе с матерью были умерщвлены сразу после родов и исследованы на радиоактивность по общепринятой методике.

Результаты этих опытов (табл. 2) показали, что при наличии восьми крысят в помете с новорожденными из организма матери выделяется 25,2%

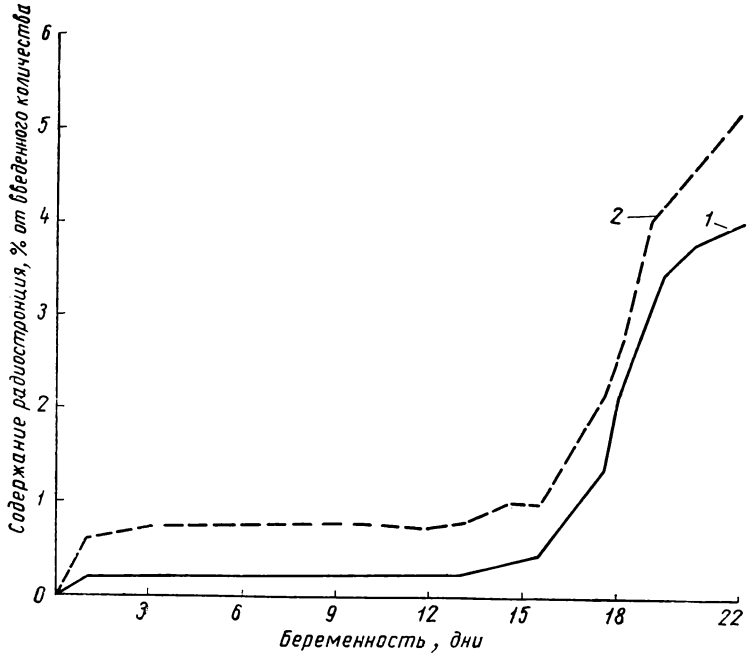


Рис. 2. Содержание стронция у новорожденных *1* и 10-дневных *2* крысят при введении его самкам в разные сроки беременности.

радиостронция, а с мочой и с калом за двое суток до наступления родов — 18,8%; в то же время у контрольных, то есть небеременных самок, с мочой и калом выделяется за тот же срок в среднем 33%, но зато в скелете родившей крысы обнаруживается стронция почти в два раза меньше, чем в контроле.

Следовательно, общее содержание стронция в скелете крыс после родов в два раза уменьшается по сравнению с контролем, за счет перехода его в развивающиеся плоды через плаценту.

Наряду с только что изложенными опытами были проведены исследования по изучению перехода стронция-90 в потомство повторной беременности от самок, которым стронций первоначально был введен во время первой беременности. Результаты этих исследований приведены в процентах от введенного количества:

Дни повторных родов после введения стронция	Число новорожденных крысят	Среднее содержание стронция в крысенке	Число 10-дневных крысят	Среднее содержание стронция в крысенке	Разница	*P*
40—84-й	28	0,054±0,004	106	0,227±0,006	0,173	<0,0001

В данном случае стронций накапливается в тушках новорожденных и 10-дневных крысят примерно в тех же количествах, как при введении его самкам за долгое время до начала беременности.

Подводя итог всем опытам с введением стронция самкам во время беременности, можно отметить, что стронций во всех случаях в той или иной мере переходит из организма самки через плаценту в плод и выделяется с молоком. Максимальное поступление излучателя в плоды и выделение его с молоком наблюдается при введении его в последние сроки беременности. В этом случае в организме каждого новорожденного содержится стронция от 2 до 4% введенного количества. Следовательно, общий вынос стронция из организма беременной самки зависит от срока его введения и количества крысят в помете. При повторной беременности стронций тоже переходит в потомство через плацентарный и молочный барьеры, но в количествах, соответствующих его выделению при введении в организм самки задолго до начала беременности. Следует отметить, что при введении во время беременности, стронций выделяется в значительно большем проценте через плаценту, чем через молоко.

Таблица 3

Концентрация стронция-90 в молоке самок и тушках крысят в зависимости от времени после введения его лактирующим крысам

Время после введения стронция, *ч*	Концентрация, *имп/мин* на 1 *г* сухого вещества		
	Молоко	Тушка	
		без содержимого желудка	среднее
1	112	11	11
4	1955	52	54
6	1633	56	
24	585	234	246
72	69	277	
120	29	228	

Передача стронция потомству при введении его самкам во время лактации. Для изучения выделения радиостронция с молоком лактирующих животных при введении его в организм самок во время лактации был проведен ряд специальных опытов.

В одном опыте изучалась динамика поступления стронция в молоко лактирующих крыс и накопление его в организме кормящихся этим молоком детенышей после однократного внутрибрюшинного введения излучателя самкам в начале лактации. В серии других опытов стронций вводился лактирующим самкам в разные сроки лактации (от первого до двадцать первого дня), а содержание излучателя в тушках кормящихся крысят определялось через двое и двадцать суток после его введения. Параллельно с этим изучалось содержание стронция в скелете лактирующих и контрольных самок.

В табл. 3 приведены данные по содержанию стронция в молоке и тушках кормящихся этим молоком крысят в зависимости от времени после введения излучателя лактирующим самкам. Видно, что стронций уже через час после введения лактирующей самке в заметных количествах обнаруживается в молоке; через четыре часа его концентрация в молоке увеличивается примерно в 17 раз и достигает максимального значения. После этого, к концу первых суток, содержание стронция снова снижается примерно в 3 раза, а через пять суток — почти в 70 раз по сравнению с максимальным значением. Накопление стронция в тушках кормящихся радиоактивным молоком крысят идет несколько медленнее. Максимальное содержание радиоактивности в них обнаруживается лишь к концу первых суток, но зато оно не снижается в течение всего периода наблюдений, вплоть до пятого дня.

В табл. 4 представлены основные результаты опытов с введением стронция лактирующим самкам в разные дни лактации. Каждый крысенок выносит за первые два дня лактации 3,4%, а через двадцать дней лактации 6,2%. Весь помет через два дня выносит около 23%, а через двадцать дней 31% от введенного количества радиостронция. Общий вынос стронция зависит от численности помета, а также длительности кормления крысят и колеблется между 4,3 и 44% от первоначально введенного количества.

Таблица 4

Содержание стронция-90 в тушках крысят, в скелете лактирующих и контрольных самок после внутрибрюшинного введения его в разные сроки лактации

Время введения, дни лактации	Численность помета	Среднее содержание изотопа в крысенке, % от введенного	Поступило стронция крысятам с молоком, % от введенного	Содержание изотопа в скелете	
				контрольных и лактирующих самок, % от введенного	% от контроля
Через два дня					
Контроль				31,3±1,24	100
1	9	2,10±0,147	18,9	17,8±0,00	56,8
3	7	2,48±0,072	17,3	16,0±2,65	51,0
5	2	2,18±0,265	4,3	29,2±0,70	93,3
7	5	5,34±0,277	26,7	17,2±0,00	54,9
9	7	3,91±0,190	27,3	21,6±0,55	69,0
15	2	3,14±0,377	6,2	32,8±0,63	104,7
16	10	3,70±0,202	37,0	13,1±0,09	41,8
17	9	4,69±0,274	42,2	12,9±0,02	41,2
19	6	4,05±0,254	24,3	18,7±0,11	59,7
21	12	2,16±0,133	25,9	22,4±0,48	71,5
Среднее, без контроля	6,9	3,38	23,3	20,1	64,4
Через двадцать дней					
Контроль				23,0±0,65	100
1	4	3,46±0,252	13,8	10,4±0,05	45,2
2	10	2,94±0,335	29,4	10,5±0,07	45,6
3	3	6,18±0,674	18,5	6,8±0,00	29,5
3	8	3,53±0,108	28,2	6,5±1,19	28,2
9	3	9,40±0,817	28,2	6,7±0,28	29,1
10	9	4,89±0,665	44,0	3,7±0,54	16,0
11	7	5,75±0,376	40,2	11,2±0,42	48,7
12	5	8,92±0,259	44,6	9,4±0,19	40,8
15	3	10,60±0,234	31,8	15,8±0,98	68,7
Среднее, без контроля	5,7	6,18	30,9	9,0	39,1

Из последних двух вертикальных граф таблицы можно заметить, что содержание радиостронция в скелете лактирующих самок по сравнению с нелактирующими, т. е. контрольными, заметно снижено. Так, например, в скелете контрольных самок через два дня после введения стронция содержалось в среднем 31,3% от введенной дозы, а у лактирующих только лишь 20,1% (то есть 64,4% от контроля). Через двадцать дней лактации эта разница стала еще больше: у контрольных самок в скелете к этому времени наблюдалось 23% от введенной дозы, а у лактирующих всего лишь 9% (то есть 39,1% от контроля). Такое сильное снижение содержания радиостронция в скелете лактирующих самок, безусловно, связано с большим его выделением из организма матери с молоком.

Таким образом, при введении стронция во время лактации он в относительно большом проценте выделяется с молоком; при этом стронций начинает поступать в молоко раньше, чем другие изученные в этом отношении радиоизотопы, появление которых в молоке наблюдалось через четыре-шесть часов, в то время как стронций обнаруживается в молоке уже через час после введения (Куликова, 1964).

Изменение содержания стронция в организме в зависимости от возраста потомства и переход излучателя от поколения к поколению. Данные по содержанию радиостронция в организме разновозрастных крысят, полученных от самок, которым стронций вводился за 1—3 дня до родов, приведены в табл. 5. Из таблицы видно, что в младших возрастах, когда выделение

Таблица 5

Содержание стронция-90 у потомства разного возраста от самок, которым он вводился за 1—3 дня до родов, % от введенного

Возраст крысят, дни	Количество крысят	Среднее содержание стронция в крысенке	Среднее	Разница	P
Новорожденные	14	3,86±0,217	3,95	2,32	0,0001
10	19	4,69±0,260			
30	6	3,31±0,318			
80	6	1,91±0,144	1,63		
180	4	1,88±0,156			
330	3	1,10±0,094			

стронция крысятами перекрывается его поступлением через молоко матери, содержание стронция в организме детенышей вдвое больше, чем в старших возрастах (3,95% от введенного количества у сосунков и 1,63% у взрослых).

Исходным материалом для изучения передачи стронция-90 от поколения к поколению служили крысята F_1, полученные от самок p[1], которым стронций вводился за 1—3 дня до родов и которые спаривались в 80-дневном возрасте. Определение содержания стронция в тушках крысят F_1 производилось сразу после рождения, через 30 дней после рождения и в 80-дневном возрасте. Часть самок из F_1, достигших 80-дневного возраста, спаривалась и их потомство F_2 исследовалось на содержание радиостронция в те же возрастные интервалы. Наконец, группа самок из F_2 тоже спаривалась в 80-дневном возрасте, и их потомство F_3, достигшее однодневного и 30-дневного возраста, также исследовалось на радиоактивность. Параллельно во всех случаях измеряли радиоактивность контрольных животных. Таким образом, в этих опытах поведение радиостронция прослеживали в течение трех поколений от самок p, которым он вводился первоначально. Результаты опытов сведены в табл. 6. Данные показывают, что

Таблица 6

Содержание стронция-90 в потомстве трех поколений от самок, которым он был введен за 1—3 дня до родов

Возраст, дни	F_1		F_2			F_3		
	Количество крыс	Содержание стронция, % к p	Число крыс	Содержание стронция		Количество крыс	Содержание стронция	
				% к p	% к F_1		% к p	% к F_2
1	14	3,86±0,217	8	0,006±0,001	0,31	9	0,001±0,0002	5
30	6	3,31±0,318	18	0,027±0,002	1,41	10	0,006±0,001	30
80	6	1,91±0,144	6	0,020±0,004	1,04			

стронций в заметных количествах обнаруживается в потомстве всех трех поколений. Например, в тушке каждого новорожденного крысенка из F_1 содержится 3,86%, а из F_2 и F_3, соответственно, 0,006 и 0,001% от первоначально содержавшегося стронция в самках p. Измерения радиоактив-

[1] p — родители (лат. parent — родитель).

ности контрольных животных не дало статистически значимых отклонений от фона.

Таким образом, передача радиостронция от матери потомству прослеживается до третьего поколения в заметных и статистически вполне значимых количествах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Если отвлечься от деталей, основные результаты всех описанных опытов с радиостронцием сводятся к следующему.

Наиболее мобильным стронций оказался в организме лактирующих животных. Стронций, введенный в любой день лактации буквально «перекачивается» из материнского организма в детенышей. При этом количество вынесенной радиоактивности зависит от численности помета, от продолжительности кормления и в отдельных случаях достигает 45% от введенной матери «дозы». К этому следует добавить, что в скелете лактирующих крыс содержание стронция в среднем было 64,4% (через два дня после введения стронция) от контроля и 39,1% (через двадцать дней) от контроля, а у некоторых кормящих самок содержание радиостронция в скелете снижалось до 16% от контроля.

Максимальное количество стронция поступает в организм детенышей также и в тех случаях, когда матерям он вводится в последние сроки беременности. При этом каждый новорожденный крысенок выносит из материнского организма от 2 до 4% стронция от первоначально введенной «дозы», причем около 30% поступившего стронция на длительное время фиксируется в теле крысят и не выделяется до возраста одного года.

При введении радиостронция матерям до беременности или в начале ее в новорожденных переходит лишь около 0,1%, а с молоком за десять дней кормления — около 0,5% от введенной «дозы». Следовательно, если к моменту интенсивного формирования зародыша введенный в материнский организм стронций успел достаточно прочно зафиксироваться в соответствующих тканях, то поступление его к новорожденным через плаценту и с молоком сильно снижается (нужно заметить, что все приведенные нами данные по переходу радиостронция через молоко, несомненно, несколько занижены, так как здесь совершенно не учитывалось выделение излучателя из организма сосущих это молоко крысят). При повторной беременности самок передача радиостронция через плаценту и молоко идет примерно в тех же количествах, как и при первой беременности самок, которым стронций вводился задолго до начала беременности.

Наконец, существенным является то обстоятельство, что радиостронций способен передаваться от самок потомству в течение нескольких поколений. При этом в организм отдельного детеныша каждого последующего поколения попадает около 1% стронция, содержавшегося в самке предыдущего поколения; передача радиостронция через самок от поколения к поколению происходит, следовательно, примерно в тех же процентах, что и от самок к их непосредственному потомству в случае введения излучателя задолго до наступления беременности. Объясняется это, по-видимому, тем, что клиренс крови и интенсивное выделение радиостронция из организма протекают сравнительно быстро и заканчиваются уже через несколько дней после инкорпорации излучателя; в дальнейшем выделение стронция (более 90% которого, как известно, откладывается в минеральной части скелета) протекает крайне медленно и несколько повышается лишь при беременности и лактации (что, по-видимому, характерно для всего минерального обмена), когда известная его доля поступает через плаценту и молоко в потомство. Наши данные по стронцию в этом отношении хорошо согласуются

с результатами исследований Хевеши (Hevesy, 1944), проследившего у мышей передачу радиофосфора через самок на протяжении трех поколений.

Передачу радиоизотопов из организма матери потомству, иногда даже на протяжении нескольких поколений, надлежит учитывать в связи с возможными путями миграции и распространения радиоизотопов из мест загрязнения. Наряду с транспортом радиоизотопов непосредственно теми индивидами, которые его инкорпорировали, такой же транспорт на известные расстояния (определяемый мобильностью индивидов данного вида и степенью пространственной дисперсии потомства) в заметном, хотя, конечно, и сильно сниженном проценте может осуществляться и потомством самок, первично инкорпорировавших изотоп. Естественно, что такой дополнительный механизм миграции радиоизотопа из мест загрязнения не только через первично зараженные индивиды, но и через их потомство имеет количественно большее значение в отношении живородящих форм; хотя, в какой-то мере, передача радиоизотопов из организма матери потомству возможна и у яйцекладущих форм с крупными, богатыми запасными пищевыми веществами яйцеклетками (например, некоторые рыбы, амфибии, рептилии и, особенно, птицы), а также виды растений с крупными плодами и семенами. С точек зрения радиационной биогеоценологии и радиационной гигиены было бы желательно и весьма интересно точное количественное изучение передачи инкорпорированных материнским организмом радиоизотопов потомству распространить на крупные яйцеклетки, плоды и семена.

ВЫВОДЫ

1. Стронций, введенный самкам во время первой беременности, передается из материнского организма через плацентарный и молочный барьеры не только в потомство от первой беременности, но поступает и в потомство от второй беременности. Кроме того, передача радиостронция из организма матери потомству была прослежена в течение трех поколений. Наиболее мобилен стронций-90 в организме лактирующих животных. Количество вынесенного радиостронция из организма матери зависит от численности помета и продолжительности кормления. При этом в скелете кормящих матерей содержание стронция снижается более чем в два раза по сравнению с контролем.

2. Переход радиостронция из организма матери в потомство, а также от поколения к поколению можно рассматривать в качестве одного из путей миграции его от мест первичного загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

Закутинский Д. И. Вопросы токсикологии радиоактивных веществ. М., Медгиз, 1959.

Куликова В. Г. Распределение церия-144 и цезия-137 в организме беременных и кормящих мышей, проникновение этих элементов в плод и выделение их с молоком.— Докл. АН СССР, 1957, т. 114, № 1.

Куликова В. Г. О проникновении стронция, цезия, рутения и железа через плацентарный и молочный барьеры.— Мед. радиол., 1959, т. 4, № 5.

Куликова В. Г. Влияние инкорпорированного церия-144 на плодовитость мышей и развитие их потомства.— Сборник работ лаборатории биофизики, II, проблемы биофизики. Тр. Ин-та биол. УФАН СССР, Изд-во АН СССР, 1960, вып. 12.

Куликова В. Г. О переходе радиоизотопов от матери к потомству крыс.— Мед. радиол., 1964, т. 9, № 1.

Левченко М. А. и Парфенов Ю. Д. Переход Sr^{90} к потомству у крыс после однократного внутрибрюшинного введения.— Мед. радиол., 1962, т. 7, № 8.

Москалев Ю. И. Особенности распределения и биологического действия радиоактивных изотопов.— Медицинская радиология. Тр. Всесоюз. науч.-техн. конф. по применению радиоактивных и стабильных изотопов и излучений в нар. хоз. и науке. М., Изд-во АН СССР, 1960

Парфенов Ю. Д. Переход стронция от матери к потомству.— Мед. радиол., 1960, т. 5, № 10.
Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии.— Бот. ж., 1957, т. 42, № 2.
Трегубенко И. П. О некоторых закономерностях в поведении радиоактивных элементов в живом организме.— Бюлл. Ур. отд. МОИП, 1958, вып. 1.
Hevesy G. Retention of atoms of maternal origin in the adult white mouse. The Svedberg Jubilee volume. Almovist Wiksells, Uppsala, p. 456, 1944.
Kriegel H. Untersuchungen über das biologische verhalten radioaktiver spaltprodukte bei trächtigen Tieren. 1. Mitteilung: Plazentaler übertritt von Radiostrontium bei der Ratte. Strahlentherapie, 1960, Bd. 111, № 2.
Kriegel H. u. G. K. Neumann. Über die Mobilisierung von inkorporienten Radiosstrontium bei Ratten während der Laktation. Atompraxis, 1962, Bd. 8, № 2.

СОДЕРЖАНИЕ

Э. А. Гилева. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями 5
В. И. Иванов, Е. А. Тимофеева-Ресовская, Н. В. Тимофеев-Ресовский. О накоплении цезия пресноводными растениями 33
Н. А. Тимофеева. Накопление радиостронция пресноводными растениями при разных концентрациях кальция в воде 41
Е. А. Тимофеева-Ресовская, А. Б. Гецова и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О влиянии этилендиаминтетраацетата (ЭДТА) на коэффициенты накопления различных радиоизотопов из водного раствора пресноводными гидробионтами 47
В. И. Иванов. О накоплении радиоизотопов некоторых элементов пресноводными растениями в слабопроточных водоемах 63
Б. М. Агафонов, В. И. Иванов. Влияние режима протока на дезактивацию воды от радиостронция 67
В. И. Иванов. Поведение кобальта-60 и рутения-106 в слабопроточных водоемах 71
А. А. Титлянова. Сорбция кобальта тальком 77
М. Я. Чеботина, А. А. Титлянова. К вопросу о поведении кобальта в почве 85
И. В. Молчанова. О поведении иттрия-91 в некоторых типах почв . . . 91
Н. В. Куликов. Влияние растительного покрова на вертикальную миграцию кобальта в почве 97
Н. А. Порядкова, С. В. Агафонова. Влияние травяного покрова на горизонтальную миграцию радиоизотопов кобальта, стронция, рутения, цезия и церия 107
Н. А. Порядкова, С. В. Агафонова. О поглощении и выделении радиоизотопов фосфора, кобальта, стронция, рутения, цезия и церия растениями гороха и пшеницы 115
Г. И. Махонина, И. В. Молчанова, Е. Н. Субботина, Н. В. Тимофеев-Ресовский, А. А. Титлянова, А. Н. Тюрюканов, М. Я. Чеботина. Распределение Fe^{59}, Co^{60}, Zn^{65}, Sr^{90}, Ru^{106}, Cs^{137}, Ce^{144} по компонентам биогеоценоза 121
В. Г. Куликова и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О передаче радиостронция самками крыс детенышам 127

Проблемы радиационной биогеоценологии

СБОРНИК СТАТЕЙ

Редакторы изд-ва А. П. Фаворская, М. С. Эбергардт.
Техн. редактор *М. З. Пальмин*. Корректор . *В. Винокурова*

РИСО УФАН СССР № 42/2(8) НС 25344 Подписано к печати 5/VIII 1965 г,
Печ. л. 8,5 Уч. изд. л. 9,75 Формат $70 \times 108^1/_{16}$
Заказ № 241 Тираж 1050 Цена 68 коп.

Типография изд-ва «Уральский рабочий», г. Свердловск, проспект Ленина, 49.

Замеченные опечатки

Стр.	Строка	Напечатано	Следует читать
11	Табл. 1, 2 столбец, 1-я сверху	*Clamydomonas*	*Chlamydomonas*
29	15-я сверху	ция	стронция
88	1-я сверху	Куричев	Кауричев
88	1-я сверху	1958	1953

Цена 68 коп.

ИМЕЮТСЯ В ПРОДАЖЕ КНИГИ — ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ:

1. Вып. 9. СБОРНИК РАБОТ ЛАБОРАТОРИИ БИОФИЗИКИ. I. 1957. ОБЪЕМ 18,25 п. л. Ц. 1 р. 94 к.

В сборнике представлены серии работ по изучению поведения инкорпорированных радиоизотопов в животном организме, изучению действия слабых доз ионизирующих излучений и радиостимуляции, а также работы по экспериментальной радиоционной биогеоценологии.

2. Вып. 22. СБОРНИК РАБОТ ЛАБОРАТОРИИ БИОФИЗИКИ. IV 1962. ОБЪЕМ 5,75 п. л. Ц. 52 коп.

Сборник посвящен обсуждению некоторых вопросов радиоактивного загрязнения биосферы и мероприятий по снижению последствий этих загрязнений.

3. Вып. 30. Е. А. ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКАЯ. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПО ОСНОВНЫМ КОМПОНЕНТАМ ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ. 1963. ОБЪЕМ 5 п. л. Ц. 45 коп.

Работа представляет сводку результатов исследований лаборатории биофизики Института биологии УФАН СССР по некоторым разделам радиационной биогеоценологии пресноводных водоемов.

Заявки направлять по адресу: Свердловск (обл.), Центр, Почтовый пер., 7, УФАН СССР, Ред.-издат. сектор.