АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

НАУЧНЫЕ ДОКЛАДЫ

# РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

СВЕРДЛОВСК, 1979

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

*Серия препринтов*

# РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

СВЕРДЛОВСК, 1979

УДК 577.41/46 : 577.391

**Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове.** Серия препринтов. Свердловск, 1979 (УНЦ АН СССР).

Изложены новые данные о поведении радиоактивных изотопов в почве и растениях в зависимости от ряда сопутствующих факторов (режима почвенного увлажнения, наличия разлагающегося растительного опада, условий освещения и температуры). Статьи написаны сотрудниками лаборатории радиационной экологии Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР на основе исследований, выполненных в течение 1976—1978 гг.

Материалы представляют интерес для специалистов в области радиоэкологии, почвоведения и охраны окружающей среды.

Ответственный редактор **Н. В. Куликов**

---

© УНЦ АН СССР, 1979

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ · 1979

*Е. Н. КАРАВАЕВА, И. В. МОЛЧАНОВА, Н. В. КУЛИКОВ*

# РЕЖИМ ПОЧВЕННОГО УВЛАЖНЕНИЯ И МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

Миграция радиоактивных изотопов в почвах в значительной степени связана с перемещением водных растворов, способствующих гидролизу, выщелачиванию, горизонтальному и вертикальному перемещению химических элементов. В свою очередь водный режим влияет на физико-химическое состояние радионуклидов, их способность переходить в раствор и мигрировать по профилю почв. От влажности почвы зависят и процессы жизнедеятельности растений, в том числе поглощение корневыми системами элементов минерального питания (Перельман, 1961; Петинов, 1968; Роде, 1965). Методические трудности, возникающие при исследовании водного режима и вычленении его из совокупности других миграционных факторов, обусловливают слабую изученность вопроса о поведении радионуклидов и их поступлении в растения, произрастающие на почвах различной степени увлажненности.

В связи с этим задачей настоящего исследования явилось экспериментальное изучение подвижности радионуклидов как в отдельных биогеоценотических звеньях (статической и динамической системах почва — раствор, в системе почва — раствор — растение), так и в условиях естественного биогеоценоза.

В серии лабораторных экспериментов было изучено распределение $^{60}Co$, $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ в равновесной системе почва — раствор при изменении в широких пределах соотношений твердой и жидкой фаз почвы. Для этого определенные навески дерново-луговой или дерново-подзолистой почвы смешивали с растворами хлористых соединений радионуклидов без добавления носителей. Краткая физико-химическая характеристика почв и содержание в них радиоактивных изотопов приведены в табл. 1.

После внесения радионуклидов почву доводили до воздушно-сухого состояния, а затем увлажняли дистиллированной водой так, что отношение объема воды (*мл*) к весу почвы (*г*) в разных

Таблица 1

**Физико-химическая характеристика почв и содержание в них радионуклидов**

| Почва | Гигроскопическая влага, % | Гумус, % | Обменные основания, *мг·экв*/100 *г* абсолютно сухой почвы | | pH | | Содержание гранулометрических фракций, % на абсолютно сухую навеску | | $^{60}Co$ | $^{90}Sr$ | $^{137}Cs$ | $^{144}Ce$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | $Ca^{++}$ | $Mg^{++}$ | водный | солевой | <0,001 *мм* | <0,01 *мм* | *мКи/кг* воздушно-сухой почвы | | | |
| Дерново-луговая, горизонт А | 4,48 | 12,20 | 40,00 | 12,00 | 6,8 | 5,5 | 28,37 | 39,77 | 0,6 | 0,6 | 0,5 | 1,8 |
| Дерново-подзолистая, горизонт $A_2$ | 1,10 | 0,70 | 3,30 | 1,40 | 5,7 | 4,6 | 3,30 | 23,10 | 0,5 | 0,6 | 0,4 | 1,6 |

вариантах опыта составляло 0,1; 0,2; 0,3; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10,0; 20,0. Эти значения в дальнейшем будем называть коэффициентами обводненности (к. о.).

Образцы влажной почвы (к.о.$<1,0$) в плотно закрытых бюксах помещали в эксикаторы с водой, а почвенные суспензии (к.о.$\geqslant 1$) в стаканчиках из оргстекла взбалтывали на электромешалке до установления равновесного распределения радионуклида в системе. После этого почвенные образцы во всех вариантах опыта подвергали центрифугированию; содержание радионуклидов в растворе и почвах определяли радиометрическим способом (Куликов и др., 1973).

Из данных, приведенных в табл. 2, видно, что повышение обводненности почв приводит к увеличению содержания всех радионуклидов в жидкой фазе. При крайних значениях коэф-

Таблица 2

**Содержание радионуклидов в растворе в зависимости от обводненности дерново-луговой (1) и дерново-подзолистой (2) почвы, % от внесенного количества**

| Коэффициент обводненности | $^{60}Co$ | $^{90}Sr$ | | $^{137}Cs$ | | $^{144}Ce$ | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 0,1 | 0,13 | 0,40 | 1,2 | 0,007 | 0,02 | 0,003 | 0,02 |
| 0,2 | 0,16 | 0,50 | 0,8 | 0,011 | 0,03 | 0,004 | 0,03 |
| 0,3 | 0,12 | 0,30 | 0,9 | 0,020 | 0,04 | 0,007 | 0,06 |
| 0,5 | 0,12 | 0,20 | 1,4 | 0,130 | 0,18 | 0,040 | 0,18 |
| 1,0 | 0,24 | 0,40 | 2,1 | 0,430 | 0,38 | 0,100 | 0,30 |
| 2,0 | 0,44 | 0,60 | 4,0 | 0,910 | 1,20 | 0,220 | 1,10 |
| 5,0 | 0,63 | 1,00 | 7,0 | 1,250 | 1,50 | 0,280 | 1,55 |
| 10,0 | 0,85 | 1,70 | 11,1 | 1,250 | 2,50 | 0,450 | 2,08 |
| 20,0 | 1,20 | 1,40 | 11,4 | 1,370 | 3,00 | 0,400 | 1,88 |

фициентов обводненности различия в содержании растворенных форм $^{60}Co$ и $^{144}Ce$ достигают соответственно одного и двух порядков величин. Содержание растворенного цезия изменяется в 150—200 раз, а стронция — в три — девять. Если судить о степени подвижности разных радионуклидов в почве по их содержанию в жидкой фазе, то во влажных почвах подвижность $^{90}Sr$ значительно больше, чем остальных нуклидов. Так, при к.о., равном 0,2, содержание $^{90}Sr$ в растворе, выделенном из исследованных почв, на порядок величин больше, чем содержание $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$. При переходе к почвенным суспензиям отмеченные различия заметно сглаживаются и в сильно разбавленных суспензиях (к.о.=20) радиоизотопы $^{60}Co$ и $^{137}Cs$ по своей подвижности приближаются к $^{90}Sr$. Для наглядности на рис. 1 изображены коэффициенты распределения (к.р.), рассчитанные как отношение концентрации нуклида в почве и равновесном растворе. Миграционная способность элемента, оцениваемая таким образом, находится в обратной зависимости от величин коэффициентов распределения. Можно заметить, что и при таком способе выражения результатов сохраняется отмеченная выше взаимосвязь между подвижностью элементов в почвах и их обводненностью. Но сравнение данных рис. 1 и табл. 2 показывают, что при одинаковых значениях коэффициентов общее содержание в растворе некоторых нуклидов (цезий и церий) может различаться на порядок величин. Вероятно, коэффициент распределения однозначно отражает относительную подвижность радионуклидов лишь в почвах с одинаковой влажностью. При разных режимах увлажнения подвижность излучателей в системе почва — раствор лучше характеризовать той их частью от общего содержания в почве, которая удерживается в жидкой фазе. Эта часть элемента с большей вероятностью может мигрировать по почвенному профилю и поглощаться корневыми системами.

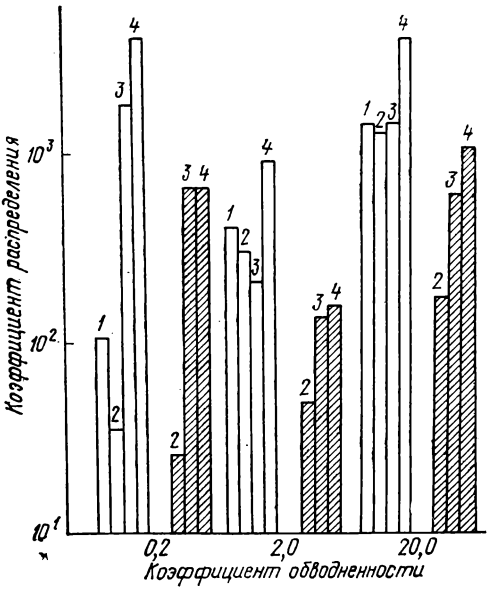



Рис. 1. Коэффициенты распределения радионуклидов в зависимости от обводненности дерново-луговой (*белые столбики*) и дерново-подзолистой (*заштрихованные столбики*) почвы.

*1* — $^{60}Co$; *2* — $^{90}Sr$; *3* — $^{137}Cs$; *4* — $^{144}Ce$.

Вертикальная миграция радионуклидов в почве складывается по крайней мере из двух процессов: перехода в жидкую фазу и перемещения с ней по почвенному профилю. Для изучения этих процессов была проведена серия опытов со $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ в динамических условиях. С этой целью в металлические колонки (*h* — 30 *см*, *d* — 18 *см*), установленные в вегетационном домике, помещали по 4 *кг* дерново-луговой почвы, в поверхностный (0—2 *см*) слой которой однократно вносили хлористые соединения радионуклидов (0,8 *мКи* на одну колонку). Режим влажности задавали так, что коэффициенты обводненности почвы составляли величины 0,2; 0,3 и 1,0. Влажность почвы в первом и втором вариантах равнялась 60 и 100% от полной влагоемкости, а при к.о., равном 1,0, почва находилась в условиях затопления; над ее поверхностью поддерживался слой воды высотой примерно 10 *см*. Контроль за режимом увлажнения осуществляли весовым способом (Молчанова, Караваева, 1976).

В колонках с высоким уровнем увлажнения (второй и третий варианты) периодически открывали зажимы, расположенные в основании колонок, позволяя избытку воды проходить через толщу почвы. Затем зажимы закрывали, а влажность доводили до первоначального уровня. За время эксперимента (3 месяца) в этих колонках произошла шестикратная смена воды. В конце опыта почву разделяли на слои по 2 *см*, после чего из каждого слоя отбирали аликвотные пробы, из которых центрифугированием выделяли раствор. Пробы почвы и раствора подвергали радиометрическому анализу. Повторность опытов двукратная.

Полученные результаты показали, что вертикальная миграция $^{90}Sr$ в дерново-луговой почве возрастает с повышением ее обводненности (рис. 2). Вынос радионуклида за пределы зоны первоначального загрязнения составляет 9,14 и 37% соответственно при к.о. 0,2; 0,3; 1,0. Глубина миграции $^{90}Sr$ по почвенному профилю также зависит от режима почвенного увлажнения. При низких коэффициентах обводненности $^{90}Sr$ мигрирует слабо, проникая лишь на глубину 6 *см*. При полном затоплении и периодической фильтрации раствора через почву он регистрируется на глубине 10 *см*, а распределение характеризуется менее резким снижением содержания по профилю колонки. Из рисунка видно также, что вынос $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ из зоны первоначального загрязнения не зависит от режима увлажнения дерново-луговой почвы и составляет 3% от исходного количества, а глубина миграции этих нуклидов не превышает 6 *см* во всех вариантах опыта. Относительное содержание $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ в растворе, выделенном из дерново-луговой почвы, приведено на рис. 2, *б*. Можно заметить, что распределение радионуклидов в почвенном растворе хорошо коррелирует с их распределением в почве. Так, в отсутствие перемещения гравитационной воды (к.о. = 0,2) радиостронций, перешедший в почвенный раствор, в основном

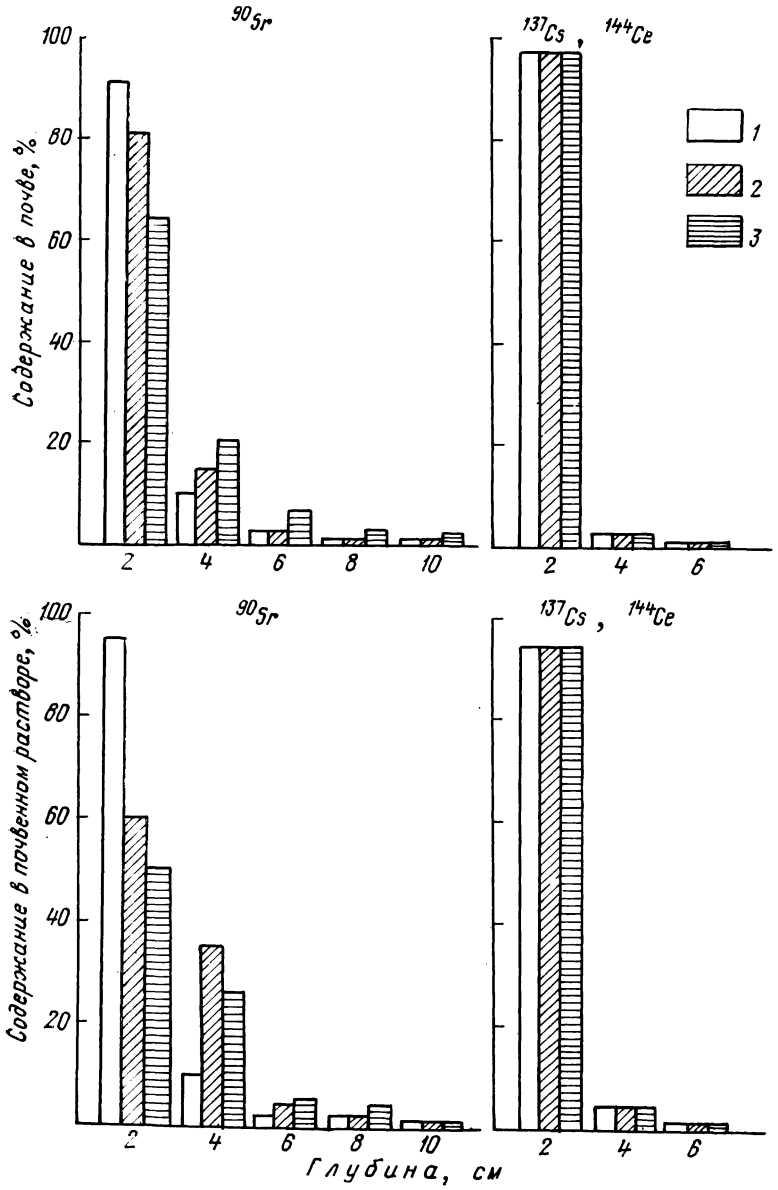



Рис. 2. Распределение радионуклидов в почве и в почвенном растворе по глубине почвенной колонки в зависимости от режима увлажнения дерново-луговой почвы.

Коэффициенты обводненности: *1* — 0,2; *2* — 0,3; *3* — 1,0.

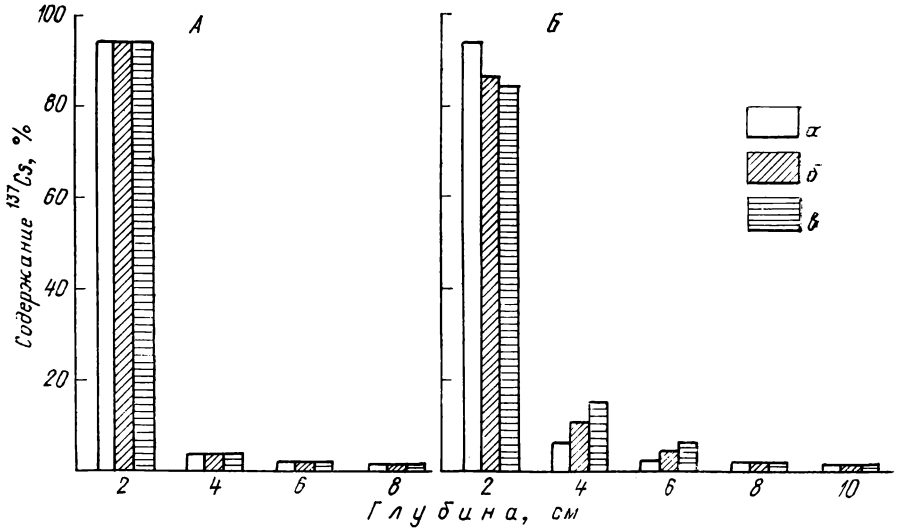



Рис. 3. Распределение $^{137}Cs$ по глубине колонки.
*А* — дерново-подзолистая почва, *Б* — песок.
Коэффициенты обводненности: *а* — 0,2; *б* — 0,3; *в* — 1,0.

удерживается в слое внесения. При затоплении почвы и фильтрации через нее воды имеет место более равномерное распределение воднорастворимого Sr по глубине колонки. Основное количество воднорастворимых форм $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ удерживается в слое внесения и не перемещается в нижележащие слои даже при наличии гравитационной воды.

Известно, что $^{137}Cs$ обладает повышенной миграционной способностью в почвах легкого механического состава (Марей и др., 1974; Юдинцева, Гулякин, 1970). Учитывая это, мы исследовали вертикальную миграцию излучателя в дерново-подзолистой почве (горизонт $A_2$) и песке при различных уровнях их увлажнения. Результаты опытов показали, что поведение $^{137}Cs$ в дерново-подзолистой почве аналогично его поведению в дерново-луговой. При всех трех уровнях увлажнения лишь 3—4% от внесенного количества Cs перемещается из зоны внесения на глубину, не превышающую 6 *см* (рис. 3). При этом основное количество воднорастворимого Cs (95%) также обнаруживается в слое первоначального внесения и только 5% мигрирует в нижележащий слой 2 *см*. Что касается подвижности Cs в песке, то с увеличением его обводненности вынос радионуклида из поверхностного слоя возрастает, составляя в первом варианте опыта (к.о.=0,2) 5%, а в условиях избыточного увлажнения — 12%. При этих условиях 20—25% Cs, содержащегося в жидкой фазе, вымывается из слоя внесения потоком гравитационной воды на глубину 6—8 *см*. Анализ приведенных данных показывает, что

в песке $^{137}Cs$ характеризуется повышенной миграционной способностью при высоких уровнях увлажнения. В почвах же вертикальная миграция как $^{137}Cs$, так и $^{144}Ce$ не зависит от уровня их обводненности. То обстоятельство, что основное количество воднорастворимых форм Cs и Ce при всех уровнях увлажнения почв удерживается в слое первоначального внесения нуклидов, дает основание предполагать, что они, перейдя из почвы в жидкую фазу, не передвигаются с потоком гравитационной воды, а удерживаются в других менее подвижных категориях почвенной влаги.

Представляла интерес оценка роли некоторых категорий почвенной влаги в вертикальном перемещении радионуклидов в почве. С этой целью проведена серия специальных опытов по следующей методике. Песок или почву (дерново-подзолистую и дерново-луговую) с внесенными в них $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ помещали в металлические колонки ($d$ — 8 *см*; $h$ — 20 *см*) и увлажняли в разной степени. В первом варианте влажность поддерживали на уровне 100% от полной влагоемкости (к.о.=0,3), а во втором варианте над поверхностью почвы или песка стоял столб воды (к.о.=1). При этих условиях увлажнения можно было относительно легко выделить две категории почвенной влаги: передвигающуюся под действием силы тяжести или гравитационную и влагу, удерживаемую капиллярно-сорбционными силами. Опыт продолжался 30 дней; в течение этого времени контроль за уровнем увлажнения осуществляли весовым способом. По окончании опыта открывали зажимы, расположенные в основании

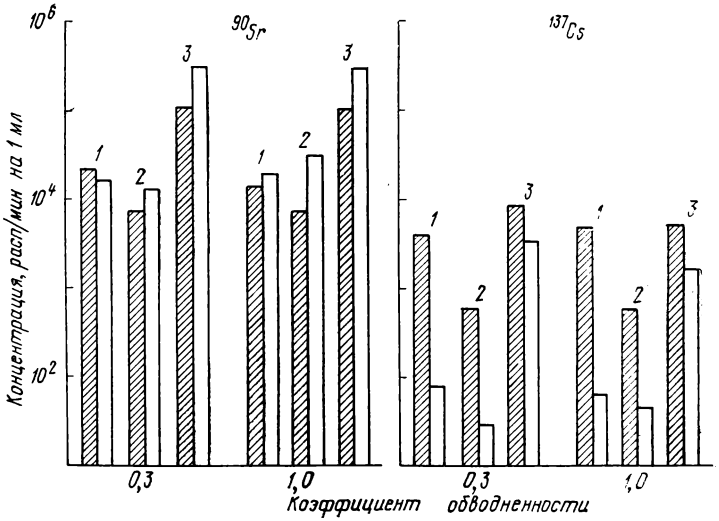



Рис. 4. Концентрация радионуклидов в почвенном растворе (*заштрихованные столбики*) и фильтрате (*белые столбики*).
Почвы: *1* — дерново-подзолистая, *2* — дерново-луговая, *3* — песок.

Таблица 3

**Объем фильтрата и почвенного раствора и распределение радионуклидов между ними в зависимости от режима увлажнения, % от содержания в жидкой фазе**

| Объект исследования | Коэффициент обводненности | Объем, *мл* | | $^{90}Sr$, % | | $^{137}Cs$, % | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | фильтрата | почвенного раствора | в фильтрате | в почвенном растворе | в фильтрате | в почвенном растворе |
| Дерново-подзолистая почва | 0,3 | 17 | 80 | 9 | 91 | 1 | 99 |
| | 1,0 | 300 | 75 | 84 | 16 | 2 | 98 |
| Дерново-луговая почва | 0,3 | 12 | 110 | 5 | 95 | 1 | 99 |
| | 1,0 | 240 | 130 | 76 | 24 | 9 | 91 |
| Песок | 0,3 | 44 | 80 | 59 | 41 | 14 | 86 |
| | 1,0 | 300 | 87 | 93 | 7 | 54 | 46 |

колонок, позволяя избытку воды фильтроваться через почву. В дальнейшем этот раствор, представленный свободной гравитационной водой, будем называть фильтратом.

После полного стекания гравитационной воды аликвотные навески почвы и песка центрифугировали в пробирках с перфорированным дном. Влагу, выделенную таким образом, условно (в том числе и для песка) назвали почвенным раствором. Объемы фильтрата и почвенного раствора измеряли, после чего из них отбирали пробы (по четыре — восемь повторностей на одну колонку) для радиометрического анализа. Повторность опытов двукратная.

На рис. 4 приведена концентрация радионуклидов в изученных категориях влаги, выделенных из двух исследуемых почв и из песка. Как правило, концентрация, $^{90}Sr$ в фильтрате несколько выше, чем в почвенном растворе, или примерно равна ей; для $^{137}Cs$, наоборот, характерна более высокая концентрация в почвенном растворе, причем в опыте с почвами различия в концентрации этого радионуклида достигают одного-двух порядков величин. В песке же концентрация $^{137}Cs$ в почвенном растворе лишь в два раза выше таковой в фильтрате. Относительное распределение радионуклидов между фильтратом и почвенным раствором носит различный характер (табл. 3). При избыточном увлажнении почв и песка (к.о.=1) основное количество водорастворимого $^{90}Sr$ (76—93%) содержится в фильтрате, в то время как большая часть $^{137}Cs$, перешедшего из почв в жидкую фазу (91—98%), удерживается в почвенном растворе. В песке этот радионуклид равномерно распределяется между изученными категориями влаги.

При коэффициенте обводненности, равном 0,3, объем фильтрующейся влаги уменьшается в 7 и 20 раз для песка и почв соответственно. Этим в основном обусловлено относительное сни-

жение поступления $^{90}Sr$ в фильтрат и повышение его содержания в почвенном растворе при данном режиме увлажнения, поскольку концентрация нуклида в зависимости от влажности варьирует незначительно. То же самое справедливо и для распределения радиоцезия между фильтратом и раствором, выделенном из песка. В опытах с почвами уменьшение объема фильтрующейся воды не приводит к соответствующему изменению характера распределения $^{137}Cs$ по компонентам жидкой фазы, что связано с незначительным поступлением излучателя в подвижную гравитационную воду. Последним, по-видимому, объясняется малая подвижность Cs в профиле почвенных колонок в динамических условиях опыта. Прочно сорбируясь в почве, Cs при десорбции остается преимущественно в той категории влаги, которая удерживается почвенными частицами посредством капиллярно-сорбционных сил и не передвигается в значительных количествах с потоком гравитационной воды за пределы первично-загрязненного слоя. В песке радиоцезий сорбирован менее прочно, чем в почвах; поэтому он в большей степени способен переходить в легкоподвижную категорию воды и мигрировать с ней вниз по профилю.

В целом водный фактор влияет на поведение химических элементов в системах различной сложности неодинаково. В связи с этим общее содержание радионуклида в жидкой фазе равновесной системы еще не характеризует однозначно его подвижность в профиле почв. Характеристика подвижности должна включать, наряду с содержанием излучателя в жидкой фазе, способность его к перемещению с той или иной категорией воды и доступность растениям.

Для выяснения особенностей поступления радионуклидов в растения, произрастающие на почвах различной степени увлажненности, были проведены вегетационные опыты на дерново-луговой почве. Почву с внесенными в нее радионуклидами (0,2 *мКи/кг*) помещали в сосуды емкостью 2 *л* и засевали в одной серии опытов семенами гороха и ячменя, в другой — семенами девяти видов дикорастущих трав, относящихся к трем экологическим группам — гигромезофитам, мезофитам и ксеромезофитам (Караваева, 1973). В каждом из трех вариантов опытов, отличающихся по степени увлажнения почвы, поддерживали влажность на уровне 80; 50 и 25% от их полной влагоемкости (ПВ), что соответствовало коэффициентам обводненности 0,3; 0,2; 0,1. Опыт продолжался 30 дней, после этого растения извлекали из сосудов, высушивали и озоляли при $t$=400—500°С. Содержание радионуклидов в пробах растений и почв определяли радиометрически по общепринятой методике.

Результаты опытов по сравнительному изучению накопления шести радионуклидов из дерново-луговой почвы при различных режимах ее увлажнения приведены в табл. 4. Видно, что значения коэффициентов накопления определяются как химиче-

**Накопление радионуклидов в надземной массе растений в зависимости от**

| Влажность почвы, % от полной влагоемкости | Масса сухих растений, г | Коэффициенты | | |
|---|---|---|---|---|
| | | $^{59}Fe$ | $^{60}Co$ | $^{90}Sr$ |
| | | Горох | | |
| 25 | 2,20 | 0,86±0,04 (0,14)* | 0,27±0,01 (0,03) | 9,15±0,43 (0,98) |
| 50 | 3,51 | 0,81±0,06 (0,16) | 0,30±0,03 (0,06) | 10,80±0,28 (1,93) |
| 80 | 4,15 | 0,81∓0,02 (0,19) | 0,28±0,01 (0,06) | 9,90±0,10 (2,18) |
| | | Ячмень | | |
| 25 | 1,25 | 0,52±0,03 (0,02) | 0,04±0,01 (0,003) | 1,65±0,10 (0,10) |
| 50 | 1,67 | 0,33±0,05 (0,03) | 0,13±0,02 (0,010) | 1,40±0,04 (0,13) |
| 80 | 2,09 | 0,55±0,05 (0,05) | 0,06±0,01 (0,007) | 1,65±0,06 (0,18) |

* В скобках — содержание радионуклидов в надземной массе растений, % от содер

скими свойствами элементов, так и биологическими особенностями растений и очень незначительно варьируют по каждому нуклиду в зависимости от влажности почв. Вместе с тем вынос излучателей надземной массой подопытных растений возрастает с повышением увлажненности почв, что обусловлено увеличением биомассы растений, произрастающих на более влажной почве. Аналогичные данные получены для растений разных экологических групп (Караваева, 1975).

В серии лабораторных опытов в системе почва — раствор, проведенных с тремя радионуклидами, было показано, что при к.о.=0,1—0,3 (25—80% от ПВ) концентрация $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ в жидкой фазе существенно не меняется (Караваева и др., 1975). Видимо, с этим связано постоянство коэффициентов накопления цезия и церия у растений при данном уровне почвенного увлажнения, свидетельствующее о преимущественном накоплении излучателей из жидкой фазы почв. Концентрация $^{90}Sr$ в растворе находится в обратной зависимости от режима почвенного увлажнения (табл. 5). Если концентрирующую способность растений оценивать величиной отношения концентрации изотопа в сухом веществе растения и в почвенном растворе (коэффициент поступления), то можно увидеть, что она возрастает с увеличением влажности почвы. Казалось бы, такие изменения концентрации $^{90}Sr$ в растворе не должны вызывать колебания коэффициентов поступления, поскольку известно, что повышение концентрации изотопов в среде при прочих равных условиях ведет к увеличению поступления их в растения (Поликарпов, 1964; Куликов, Тимофеева, 1965). Отсутствие в нашем случае прямой зависимости поступления $^{90}Sr$ в растения от концентрации его в растворе при разных режимах почвенного увлажнения указывает на то, что источником поступления $^{90}Sr$ в расте-

Таблица 4

**влажности дерново-луговой почвы**

| накопления | |
|---|---|
| $^{137}Cs$ | $^{144}Ce$ |
| Горох | |
| 1,05±0,03 (0,12) | 0,08±0,01 (0,008) |
| 1,31±0,09 (0,23) | 0,08±0,01 (0,012) |
| 1,06±0,01 (0,23) | 0,07±0,01 (0,014) |
| Ячмень | |
| 0,26±0,02 (0,01) | 0,05±0,01 (0,002) |
| 0,24±0,01 (0,02) | 0,04±0,01 (0,003) |
| 0,17±0,02 (0,02) | 0,04±0,01 (0,005) |

жания в почве.

ния служит не только почвенный раствор, но и непосредственно почва, являющаяся основным депо радионуклида в системе почва — раствор — растения.

Как показали опыты, переход радиостронция из этого депо в раствор и миграция его в почвенном профиле в значительной степени зависят от режима увлажнения и наличия в почве потока гравитационной воды. В связи с этим были изучены закономерности миграции $^{90}Sr$ в почвах, формирующихся в условиях различной увлажненности. Опытные площадки располагались в субарктической тундре (стационар «Харп») и в зоне горных лесных почв Южного Урала (Ильменский заповедник). Участок субарктической тундры, охватывающий вершину моренной гряды (мелкокочкарная тундра) и сопряженное с ней по стоку сфагново-торфяное болото, характеризовался постоянным избыточным увлажнением. В зоне горных лесных почв опытные площадки были заложены в спелых сосновых насаждениях, произрастающих на вершине, в средней части и у подножия склона соответственно на примитивно-аккумулятивной, буроземовидной и дерново-подзолистой почвах, где ежегодно наблюдался летний дефицит влаги. На выбранных участках от подстилки и мха освобождались площадки размером 10×10 *см*. Подстилка и мох замачивались в водном растворе $^{90}SrCl_2$, после чего укладывались на ранее освобожденные места. Опыт в субарктической тундре продолжался два, а на Южном Урале — четыре года. Разборку площадок проводили в двух направлениях от места

Таблица 5

**Концентрация $^{90}Sr$ в почвенном растворе и коэффициенты поступления для надземной массы растений в зависимости от влажности почвы**

| Коэффициент обводненности | Концентрация $^{90}Sr$ в растворе, *распады/мин/мл* | Коэффициенты поступления | |
|---|---|---|---|
| | | горох | ячмень |
| 0,1 | 7080±830 | 450±50 | 70±2 |
| 0,2 | 4250±330 | 810±40 | 110±3 |
| 0,3 | 2410±80 | 1410±20 | 230±10 |

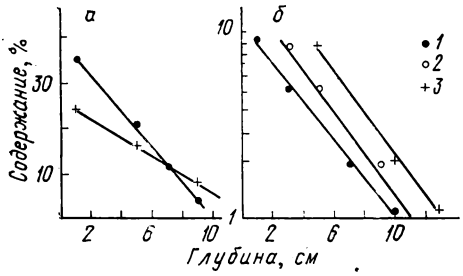



Рис. 5. Вертикальное распределение $^{90}Sr$ в почвенно-растительном покрове субарктической тундры (*а*) и Южного Урала (*б*).

Участок склона: *1* — вершина, *2* — средняя часть, *3* — подножие.

внесения квадратами 10×10 *см*. Слой каждого квадрата в растительно-моховом покрове составлял 2 *см*, а в почве — 5 *см*. Из каждого тщательно перемешанного образца отбирали среднюю пробу, в которой определяли содержание радионуклидов. Сравнение ареалов рассеяния $^{90}Sr$ показало, что они больше в биогеоценозах субарктической тундры (Куликов и др., 1975а, б). Вертикальное распределение $^{90}Sr$, рассчитанное по осям максимальной миграции, в ландшафте тундровой зоны удовлетворительно аппроксимируется линейной, а в ландшафте горно-лесной зоны — экспоненциальной зависимостями (рис. 5). Экспоненциальный характер зависимости распределения $^{90}Sr$ по глубине почвенного профиля показывает, что в условиях неустойчивого увлажнения и дефицита почвенной влаги миграция радиостронция определяется преимущественно процессами диффузии (Куликов, Пискунов, 1970; Белова и др., 1971; Прохоров, Фрид, 1971). В субарктической тундре при постоянном избыточном увлажнении почвенно-растительного покрова заметную роль приобретает конвективный перенос радионуклида с потоком гравитационной воды.

Итак, в результате изучения режима почвенного увлажнения как фактора миграции радионуклидов в отдельных биогеоценотических звеньях установлено, что влияние его в рассматриваемых системах проявляется неодинаково. В равновесной системе (почва — раствор) повышение уровня увлажнения сопровождается увеличением содержания в жидкой фазе всех изученных радионуклидов. Это приводит к соответствующему увеличению выноса излучателей надземной массой растений, произрастающих в условиях избыточного увлажнения. В отсутствие равновесного распределения изотопов их подвижность зависит от того, в какую категорию влаги они переходят при десорбции из почв. Последнее находит подтверждение в особенностях поведения $^{90}Sr$ в естественных биогеоценозах, отличающихся по степени почвенного увлажнения.

## Выводы

1. В равновесной системе почва — раствор общее содержание всех радионуклидов в жидкой фазе увеличивается с повышением обводненности почвы. В отсутствие равновесного

распределения излучателей их подвижность зависит от того, в какую категорию влаги они переходят при десорбции из почв.

2. При избыточном увлажнении почв 76—84% водорастворимого стронция-90 переходит в гравитационную воду, а большая часть цезия-137 (91—98%) находится в менее подвижной категории влаги и не передвигается по почвенному профилю.

3. Величины коэффициентов накопления радионуклидов в растениях незначительно варьируют в зависимости от влажности почв, а общий вынос излучателей с повышением влажности возрастает за счет увеличения биомассы растений на более влажной почве.

4. Миграция стронция-90 в почвах с избыточным увлажнением происходит преимущественно с конвективным потоком, а в почвах с дефицитом влаги — за счет процессов диффузии.

## ЛИТЕРАТУРА


Белова Е. И., Погодин Р. И., Коготков А. Я. Роль диффузии в перемещении стронция-90 по профилю почв.— Радиобиология (информ. бюлл.), 1971, вып. 13.

Караваева Е. Н. Экспериментальное изучение влияния влажности почвы на поведение $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ в системах почва — раствор и почва — растение. Автореф. канд. дисс. Свердловск, 1973.

Караваева Е. Н. Влияние влажности почвы на поведение стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва — растение.— Радиоэкологические исследования почв и растений. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, вып. 95. Свердловск, 1975.

Караваева Е. Н., Молчанова И. В., Куликов Н. В. Влияние влажности почвы на поведение стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва — раствор.— Радиоэкологические исследования почв и растений. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, вып. 95. Свердловск, 1975.

Куликов Н. В., Тимофеева Н. А. Накопление кобальта растениями в зависимости от содержания и формы его соединений в почве.— Почвоведение, 1965, № 4.

Куликов Н. В., Пискунов Л. И. О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почве.— Агрохимия, 1970, № 7.

Куликов Н. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Влияние режима почвенного увлажнения на переход стронция-90, цезия-137 и церия-144 из почвы в раствор.— Экология, 1973, № 4.

Куликов Н. В., Молчанова И. В., Пискунов Л. И. О миграции $^{90}Sr$ в почвенно-растительном покрове субарктической тундры.— Экология, 1975а, № 3.

Куликов Н. В., Молчанова И. В., Пискунов Л. И. О миграции стронция-90 и цезия-137 в лесных почвах.— Радиоэкологические исследования почв и растений. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, вып. 95. Свердловск, 1975б.

Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Л. Глобальные выпадения $Cs^{137}$ и человек. М., Атомиздат, 1974.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Зависимость вертикальной миграции стронция-90 в почве от режима почвенного увлажнения.— Экология, 1976. № 3.

Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М., Географгиз, 1961.

Петинов Н. С. Водный режим растений в связи с минеральным питанием, обменом веществ и продуктивностью растений.— Водный режим растений и их продуктивность. М., «Наука», 1968.

Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М., Атомиздат, 1964.

Прохоров В. М., Фрид А. С. Расчет вертикального перемещения стронция-90 в однородных почвах.— Сб. трудов Агрофизического института, вып. 30. Л., 1971.

Роде А. А. Основы учения о почвенной влаге, т. 1. Л., Гидрометеоиздат, 1965.

Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М., Атомиздат, 1970.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ · 1979

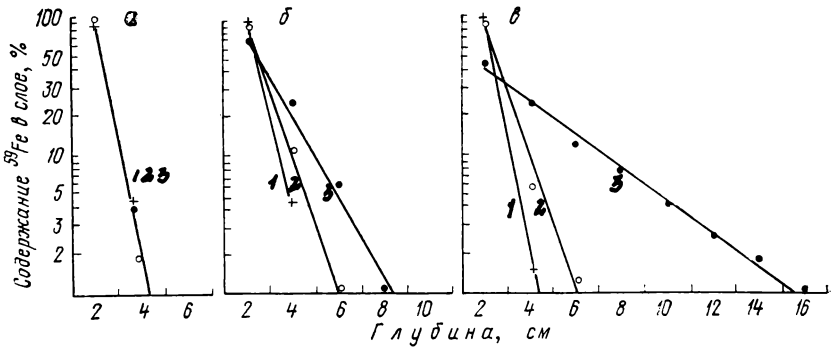
*М. Я. ЧЕБОТИНА, Е. Н. КАРАВАЕВА*

# ВЛИЯНИЕ УСЛОВИЙ РАЗЛОЖЕНИЯ ЛЕСНОЙ ПОДСТИЛКИ НА ВЕРТИКАЛЬНУЮ МИГРАЦИЮ ЖЕЛЕЗА-59 В ПОЧВЕ

В ряде исследований, проведенных в лабораторных условиях, было показано, что водно-растворимые органические вещества растительных экстрактов существенно увеличивают подвижность железа-59 в системе почва — раствор (Молчанова, 1968; Чеботина, 1968). В природных условиях состав этих веществ чрезвычайно разнообразен и зависит от характера разлагающегося опада, населяющей его микрофлоры, температуры, степени увлажнения. Так, при избыточном увлажнении создаются анаэробные условия разложения растительного опада, при которых образуются значительные количества подвижных органических соединений, способствующих интенсивной миграции в почве некоторых химических элементов, в том числе и железа (Кауричев, Ноздрунова, 1964; «Буроземообразование...», 1974; King, Bloomfield, 1968; Muir и др., 1964; Schnitzer, De Long, 1955).

Целью настоящей работы явилось изучение влияния древесного опада, разлагающегося в аэробных и анаэробных условиях, на вертикальную миграцию железа-59 в почве.

Опыты проводили в вегетационном домике. В колонки, изготовленные из оцинкованного железа ($h$ — 30 *см*, $d$ — 18 *см*), помещали по 4 *кг* подзолистой почвы (горизонт $A_2$), гумус — 0,7%; $Ca^{++}$ и $Mg^{++}$ 3,3 и 1,4 *мг·экв* на 100 *г* почвы соответственно; pH водной вытяжки 5,7. В поверхностный слой почвы (2 *см*) вносили $^{59}FeCl_3$ в количестве 1 *мКи* на колонку. На загрязненную почву помещали по 200 *г* измельченного опада хвои сосны или листьев осины. Контрольный вариант оставляли без растительного опада. Почву и подстилку в колонках увлажняли так, что влажность в зависимости от варианта опыта составляла 45, 100 и 300% от полной влагоемкости; при этом условия разложения опада изменялись от аэробных (при влажности 45%) до полного анаэробиозиса (при влажности 300%).




Распределение $^{59}$Fe по профилю почвенных колонок.

Варианты: *а* — без растительного опада, *б* — опад хвои сосны, *в* — опад листьев осины. Влажность % от полной влагоемкости: *1* — 45, *2* — 100, *3* — 300.

Контроль за содержанием влаги проводили ежедневно; для колонок с влажностью 45 и 100% его осуществляли весовым способом, с влажностью 300% — по уровню водного столба над поверхностью почвы. Чтобы избежать застаивания воды в колонках с высоким уровнем увлажнения (второй и третий варианты), периодически открывали зажимы, расположенные в основании колонок, позволяя таким образом столбу воды проходить через почвенный фильтр. Затем зажимы закрывали и влажность почвы и подстилки доводили до первоначального уровня добавлением новой порции воды. Опыт продолжался три месяца; за это время в указанных колонках была произведена шестикратная смена воды.

По окончании опыта почву в колонках разделяли на слои мощностью 2 *см*. Почву каждого слоя высушивали и растирали. Содержание $^{59}$Fe в слое (в пяти повторностях) определяли на радиометре типа ПСТ-100 со счетчиком СБТ-7.

Фильтрат, вытекший из колонок, подвергали центрифугированию на центрифуге ЦЛС-3 при скорости 5 000 *об/мин* в течение 15 *мин*. После этого в центрифугате и осадке определяли содержание железа-59 радиометрическим способом на установке УМФ-1500 со счетчиком СБТ-13. Повторность опыта двукратная.

Изучение распределения $^{59}$Fe по профилю колонок (см. рисунок) показало, что в варианте без подстилки вертикальная миграция радиоизотопа в почве весьма незначительна при всех трех уровнях увлажнения. В этом варианте 94—98% внесенного в почву количества железа осталось в первично-загрязненном слое. Продукты аэробного разложения растительного опада не оказали заметного влияния на характер распределения излучателя по профилю колонок по сравнению с контрольным вариантом. В то же время в условиях полного анаэробиозиса наблюдалось

Таблица 1

**Уменьшение веса древесного опада и вынос изотопа за период опыта**

| Вид опада | Влажность, % от полной влагоемкости | Уменьшение веса, % | Вынос $^{59}Fe$ из слоя первоначального загрязнения, % |
|---|---|---|---|
| Хвоя сосны | 45 | 5,0 | 4,7 |
| | 100 | 17,5 | 10,5 |
| | 300 | 17,5 | 32,0 |
| Листья осины | 45 | 10,0 | 2,4 |
| | 100 | 36,0 | 8,1 |
| | 300 | 26,3 | 53,3 |

заметное усиление вертикальной миграции железа. Так, под влиянием разлагающегося опада сосны из слоя первоначального внесения при этом режиме увлажнения вымылось около 32% железа; под слоем осинового опада вынос изотопа составил более 50% от его исходного содержания. Большему выносу железа в этом случае соответствует и более высокая интенсивность разложения осинового опада по сравнению с хвоей сосны (табл. 1). Однако аналогичные различия в характере разложения листьев осины и хвои сосны при влажности 45 и 100% от полной влагоемкости не привели к таким же существенным различиям в миграционной способности железа в этих вариантах опыта. Это может быть связано как с краткосрочностью эксперимента, так и с отсутствием интенсивного выноса образующихся продуктов нисходящим потоком воды.

О миграционной способности элемента можно судить не только по характеру его распределения в почве, но и по содержанию в жидкой фазе, так как именно эта доля радиоизотопа с наибольшей вероятностью способна мигрировать по профилю почвы. В тех случаях, когда концентрация радиоизотопа в твердой фазе почвы значительно превышает его концентрацию в

Таблица 2

**Содержание $^{59}Fe$ в фильтрате при разных условиях увлажнения**

| Вариант опыта | Влажность, % от полной влагоемкости | Концентрация в фильтрате, *имп·сек/л* | Содержание в фильтрате, *имп/сек* |
|---|---|---|---|
| Без растительного опада | 100 | 350 | 360 |
| | 300 | 220 | 2650 |
| Хвоя сосны | 100 | 2800 | 7400 |
| | 300 | 2100 | 29100 |
| Листья осины | 100 | 17000 | 45900 |
| | 300 | 12500 | 175000 |

жидкой фазе, существенные изменения в содержании изотопа в растворе могут не приводить к заметному смещению его содержания в почве. Тогда и оценка миграции изотопа лишь по вертикальному распределению его в почвенном профиле не отразит полностью интенсивность миграционных процессов. Так, анализ распределения $^{59}Fe$ в почве колонок показал, что этот радиоизотоп в большинстве случаев не обнаруживается в значительных количествах на глубине более 6—8 *см*, тогда как в фильтрате, вытекающем из колонок, он регистрируется во всех вариантах опыта. Кроме того, фильтрат из контрольных колонок характеризуется наиболее низким содержанием в нем железа (табл. 2). В растворе из почвы с разлагающейся хвоей сосны концентрация его примерно на порядок величин выше; осиновый же опад способствует наиболее интенсивному выносу излучателя. С увеличением степени обводненности почвы общее содержание $^{59}Fe$ в фильтрате возрастает во всех вариантах опыта, включая и контроль, для которого не было отмечено различий в характере распределения радиоизотопа по профилю почвы. Можно также заметить, что при влажности 100% от полной влагоемкости разлагающиеся листья осины приводят к большему выносу $^{59}Fe$ из почвы по сравнению с хвоей сосны. Следовательно, в данном случае критерий оценки миграционной способности элемента по его содержанию в жидкой фазе оказался более чувствительным, чем по его распределению в профиле почвы.

С помощью центрифугирования установлено, что $^{59}Fe$ находится в фильтрате в виде тонкодисперсных коллоидных частиц. По-видимому, в форме таких коллоидных суспензий оно и мигрирует в профиле почвенной колонки с нисходящим током воды.

Таким образом, результаты проведенного эксперимента показали, что продукты анаэробного разложения растительного опада при наличии нисходящего тока воды вызывают увеличение вертикальной миграции $^{59}Fe$ в почве. Роль этих продуктов может сводиться к участию в образовании подвижных комплексных или гидролизных соединений с железом, формированию щелочно-кислотных условий среды, а также к стимуляции бактериальной микрофлоры, принимающей участие в процессах мобилизации железа (Дараган, 1967; Пономарева, 1964). В отсутствие разлагающихся растительных остатков изменение условий увлажнения в широком диапазоне не оказывает заметного влияния на перераспределение железа по профилю почвы.

## Выводы

1. Глубина вертикальной миграции $^{59}Fe$ в почве увеличивается при наличии нисходящего тока воды, содержащей продукты анаэробного разложения растительного опада. В отсутствии разлагающихся растительных остатков изменение условий

увлажнения в широком диапазоне практически не влияет на перераспределение железа по профилю почвы.

2. Листья осины, разлагающиеся в условиях полного анаэробиозиса и периодической фильтрации раствора через почву, обладают большей мобилизующей способностью, чем хвоя сосны.

3. Миграция железа-59 в условиях опыта осуществлялась в основном за счет перемещения с током воды тонкодисперсных коллоидных суспензий.

## ЛИТЕРАТУРА


Буроземообразование и псевдооподзоливание в почвах Русской равнины. М., «Наука», 1974.

Дараган А. Ю. О микробиологии глеевого процесса.— Почвоведение, 1967, № 2.

Кауричев И. С., Ноздрунова Е. М. Общие черты генезиса почв временного избыточного увлажнения.— Новое в теории оподзоливания и осолодения почв. М., «Наука», 1964.

Молчанова И. В. Экспериментальное изучение поведения радиоизотопов железа, иттрия и церия в системе почва — раствор — растение. Автореф. канд. дисс. Свердловск, 1968.

Пономарева В. В. Теория подзолообразовательного процесса. М.— Л., «Наука», 1964.

Чеботина М. Я. Влияние водных экстрактов из растительного материала на подвижность радиоизотопов в почве. Автореф. канд. дисс. Свердловск, 1968.

King H. G. C., Bloomfield C. The effects of drying and ageing tree leaves on the ability of their aqueous extracts to dissolve ferric oxide.— J. Soil Sci., 1968, vol. 19, N 1.

Muir J. W., Logan J., Bowen C. J. The mobilization of iron by aqueous extracts of plants, II. Capacities of the aminoacid and organic-acid fractions o fa pineneedle extract to maintain iron in solution.— J. Soil Sci. 1964, vol. 15, N 2.

Schnitzer M., De Long W. A. Investigations on the mobilization and transport of iron in forest soils.— Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 1955, vol. 19, N 3.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ · 1979

*И. В. МОЛЧАНОВА, Л. Н. МИХАЙЛОВСКАЯ*

# О ПРОЧНОСТИ ЗАКРЕПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И ОЗЕРНЫХ ГРУНТАХ

В почвах и грунтах, являющихся гетерогенными образованиями, радионуклиды закрепляются по различным механизмам связи. При этом исследователи выделяют несколько форм химических элементов, различающихся по степени подвижности. Водно-растворимые и обменные формы относят к категории подвижных, в то время как кислотно-растворимые и фиксированные — к прочнозакрепленным. Между ними поддерживается подвижное равновесие, в результате чего ионы, находящиеся в труднорастворимом состоянии, могут переходить в подвижное состояние и наоборот (Марей и др., 1974; Павлоцкая, 1974; Рассел, 1971; Evans, Dekker, 1969).

В задачу настоящей работы входила сравнительная оценка содержания различных форм радионуклидов в почвах и озерных грунтах. Кроме того, в опытах с $^{137}Cs$ было изучено вертикальное распределение его форм в почвах и озерном песке при разных режимах увлажнения последних.

В работе использовали дерново-луговую (горизонт А) и дерново-подзолистую (горизонт $A_2$) почвы, а также песчаный, песчано-илистый, карбонатный, сапропелевый и торфянистый грунты. Их краткая химическая характеристика приведена в табл. 1. Для изучения содержания различных форм радионуклидов была проведена серия лабораторных опытов. В этих опытах почвы и грунты с внесенными в них радионуклидами $^{59}Fe$, $^{60}Co$, $^{90}Sr$, $^{91}Y$, $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ (30—50 *мкКи/г*) последовательно обрабатывали дистиллированной водой и 2н растворами $NaNO_3$ и HCl. Для этого навеску сорбента перемешивали с десорбирующим раствором в соотношении 1 : 50 в течение двух часов. Часть радионуклидов, оставшуюся в почве или грунте после их обработки всеми указанными десорбентами, относили к фиксированной форме. Содержание излучателей в пробах определяли радиометрическим способом на установке ПСТ-100 со счетчиком СБТ-13 при статистической ошибке счета ±5—10%.

Для изучения вертикальной миграции $^{137}Cs$ в почвах и озер-

Таблица 1

**Физико-химическая характеристика почв и озерных грунтов**

| Объект исследования | Потери при прокаливании, % | Сумма обменных оснований, *мг·экв* на 100 *г* | *C*, % | pH | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | водный | солевой |
| Озерный грунт: песчаный | 0,21 | Не обн. | 0,06 | 7,57 | 6,90 |
| песчано-илистый . . . | 3,93 | 15,63 | 2,27 | 6,92 | 6,40 |
| карбонатный . . . . . | 13,00 | 23,00 | 3,45 | 7,57 | 7,45 |
| сапропель . . . . . | 71,66 | 105,10 | 20,89 | — | — |
| торфянистый . . . . . | 82,49 | 136,46 | 36,66 | 7,20 | 7,10 |
| Почва: дерново-луговая, горизонт А . . . . . | 12,60 | 40,18 | 5,42 | 7,25 | 6,67 |
| дерново-подзолистая, горизонт $A_2$ . . . . . | 2,67 | 4,70 | 0,46 | 5,60 | 4,22 |

ном песке при различных режимах их увлажнения была проведена серия опытов в условиях вегетационного домика. Колонки, изготовленные из оцинкованного железа (*h* — 30 *см*, *d* — 18 *см*), заполняли почвами или песком, в поверхностный слой (0—2 *см*) которых вносили $^{137}Cs$ в количестве 0,8 *мКи* на одну колонку. Почву и песок увлажняли так, что отношение объема воды (*мл*) к их весу (*г*) составляло в зависимости от варианта опыта 0,2; 0,3 и 1,0 (коэффициенты обводненности). В первых двух вариантах контроль за влажностью осуществляли весовым способом, а в третьем — наблюдением за уровнем водного столба над поверхностью почвы. Опыт продолжался три месяца. По окончании его почву и песок в колонках разделяли на 10 слоев, мощностью 2 *см*. Затем из каждого слоя выделяли водно-растворимую, обменную, кислотно-растворимую и фиксированную фракции Cs описанным выше способом. Повторность опытов трехкратная.

Содержание форм радионуклидов в почвах и озерных грунтах приведено на рис. 1. Можно видеть, что наименее прочно во всех сорбентах закрепляются $^{90}Sr$ и $^{91}Y$. Большая часть этих излучателей (50—90%) находится в воднорастворимом и обменном состоянии. Прочнее закрепляются $^{137}Cs$ и $^{59}Fe$. Доля их кислотно-растворимых и фиксированных форм составляет в зависимости от типа сорбента 40—90%. Что касается $^{60}Co$ и $^{144}Ce$, то для них отмечено наиболее прочное закрепление во всех типах грунтов и почвах. При этом содержание кислотно-растворимой формы элементов достигает 70—80%. В. И. Рерих, Н. Г. Зырин и Ф. А. Тихомиров (1975, Зырин и др., 1976) на примере $^{60}Co$ и $^{55}Zn$ показали, что в солянокислую вытяжку переходят труднообмениваемые ионы радионуклидов, малорастворимые в воде соединения, а также соединения, адсорбированные окислами Fe и Al. К фиксированной же форме относятся

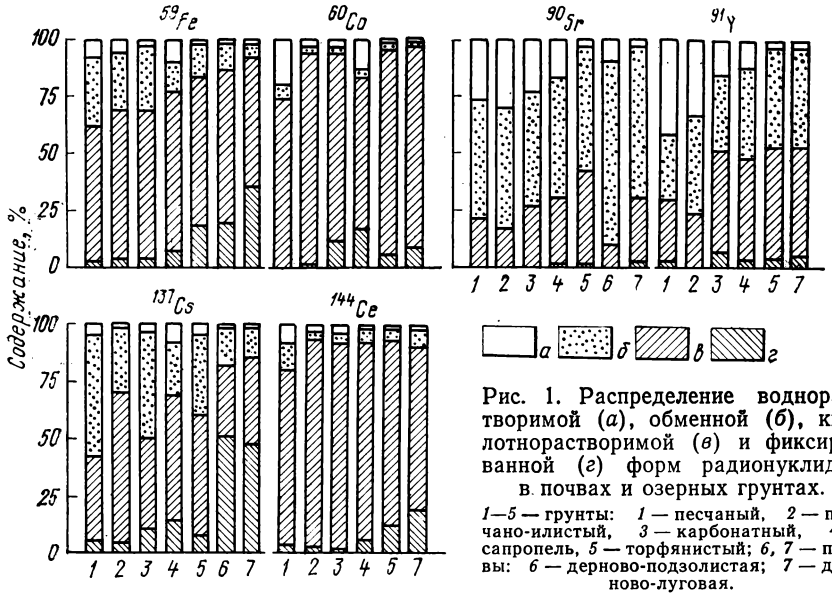



Рис. 1. Распределение водорастворимой (*а*), обменной (*б*), кислотнорастворимой (*в*) и фиксированной (*г*) форм радионуклидов в почвах и озерных грунтах.

*1—5* — грунты: *1* — песчаный, *2* — песчано-илистый, *3* — карбонатный, *4* — сапропель, *5* — торфянистый; *6, 7* — почвы: *6* — дерново-подзолистая; *7* — дерново-луговая.

ионы, прочно связанные с органическим веществом и адсорбированные по типу изоморфного замещения в кристаллических решетках глинистых минералов. Можно предполагать, что Fe, Co, Cs и Ce, взаимодействуя с грунтами и почвами, вступают преимущественно в эти типы соединений.

Результаты проведенных опытов показали также, что подвижность радионуклидов в почвах и грунтах в значительной степени зависит от свойств последних. Для характеристики подвижности излучателей использовали величину, представляющую отношение содержания подвижных (водно-растворимые+обменные) и прочнозакрепленных (кислотно-растворимые+фиксированные) их форм (коэффициент подвижности). Из приведенных в табл. 2 данных видно, что радионуклиды в песчаном грунте в большей степени, чем в остальных, находятся в подвижном состоянии. Исключение составляет $^{90}Sr$, максимальная подвижность которого отмечена в горизонте $A_2$ дерново-подзолистой почвы. Радиоцезий заметно прочнее сорбируется почвами, чем озерными грунтами, что, по-видимому, связано с его способностью вступать в специфические реакции со вторичными глинистыми минералами почв (Кокотов и др., 1961; Schulz и др., 1960). Доля подвижных соединений Fe уменьшается в ряду почв и озерных грунтов по мере обогащения их органическим веществом, а для $^{60}Co$ и $^{144}Ce$ соотношение подвижных прочнозакрепленных форм практически не зависит от свойств сорбентов.

В целом исследованные озерные грунты по подвижности в них радионуклидов располагаются так: озерный песок>песчано-

Таблица 2

**Коэффициенты подвижности радионуклидов**

| Объект исследования | $^{59}Fe$ | $^{60}Co$ | $^{90}Sr$ | $^{91}Y$ | $^{137}Cs$ | $^{144}Ce$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Озерный грунт: | | | | | | |
| песчаный . . . . . | 0,61 | 0,36 | 3,80 | 2,35 | 1,48 | 0,25 |
| песчано-илистый . . | 0,44 | 0,07 | 5,05 | 3,38 | 0,42 | 0,06 |
| карбонатный . . . . | 0,46 | 0,07 | 2,72 | 0,99 | 1,05 | 0,08 |
| сапропель . . . . . | 0,30 | 0,20 | 2,36 | 1,11 | 0,45 | 0,10 |
| торфянистый . . . . | 0,20 | 0,03 | 1,52 | 0,93 | 0,68 | 0,08 |
| Почва: | | | | | | |
| дерново-подзолистая, горизонт $A_2$ . . . . | 0,15 | — | 12,93 | — | 0,24 | — |
| дерново-луговая, горизонт А . . . . . | 0,09 | 0,02 | 2,59 | 0,91 | 0,17 | 0,11 |

илистый грунт>карбонатный грунт>сапропель>торф. Этот ряд хорошо коррелирует с содержанием в грунтах органического вещества и суммы обменных оснований. Из двух исследованных почв в дерново-луговой наиболее прочно закрепляются излучатели. Об этом же свидетельствуют и результаты опытов по изучению вертикального распределения форм $^{137}Cs$ в почвах и озерном песке при различных режимах их увлажнения. Как показали опыты, вынос излучателя из первичнозагрязненного слоя почв не зависит от степени их увлажнения и составляет 1,5—2% и 3—4% для дерново-луговой и дерново-подзолистой почвы соответственно. В опытах с озерным песком вынос радиоцезия из зоны первичного загрязнения достигает 12% при коэффициенте обводненности, равном 1 (см. статью Е. Н. Караваевой и др. в наст. сборнике). Вертикальное распределение форм $^{137}Cs$ также практически не зависит от водного режима исследуемых почв. В качестве примера в табл. 3 приведены данные для дерново-луговой почвы.

Изучение вертикального распределения форм $^{137}Cs$ в почвах и песке показало, что излучатель в водно-растворимом состоянии составляет незначительную долю от общего его содержания в почве (рис. 2). Она мало меняется с глубиной, но различна в исследуемых почвах. Так, в дерново-луговой она не превышает 0,3%, в дерново-подзолистой составляет 0,6%, а в озерном песке достигает 3,5% от суммарного содержания во всех четырех формах.

Содержание обменного Cs в дерново-луговой и дерново-подзолистой почвах приблизительно одинаково. Оно не превышает 6% в слое внесения изотопа и достигает 15—19% в нижележащих слоях. Количество обменного Cs в песке также увеличивается с глубиной, составляя 32% в верхнем слое (0—2 *см*) и 60% на глубине 8—10 *см*. Характер распределения по глубине

Таблица 3

**Вертикальное распределение форм $^{137}Cs$ в дерново-луговой почве при разных уровнях увлажнения, % от содержания в слое**

| Коэффициент обводненности | Глубина, *см* | Форма $^{137}Cs$ | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | водно-растворимая | обменная | кислотно-растворимая | фиксированная |
| 0,2 | 0—2 | 0,10 (0,06÷0,14)* | 5,34 (2,51÷8,17) | 32,16 (25,23÷39,09) | 59,06 (44,71÷73,41) |
| | 2—4 | 0,34 (0,25÷0,42) | 12,72 (6,95÷18,49) | 38,50 (34,01÷42,99) | 48,44 (46,82÷50,06) |
| | 4—6 | 0,28 (0,05÷0,52) | 12,60 (8,23÷16,97) | 36,10 (34,12÷38,08) | 51,03 (49,76÷52,30) |
| | 6—8 | 0,44 (0,17÷0,71) | 11,40 (7,00÷15,80) | 34,24 (26,22÷42,26) | 53,91 (46,47÷61,35) |
| 0,3 | 0—2 | 0,24 (0,12÷0,36) | 5,87 (3,06÷8,69) | 30,56 (27,04÷34,08) | 63,33 (60,94÷65,72) |
| | 2—4 | 0,27 (0,14÷0,40) | 9,71 (2,13÷17,29) | 38,66 (33,60÷43,72) | 51,36 (38,64÷64,08) |
| | 4—6 | 0,35 (0,23÷0,47) | 13,42 (1,69÷25,15) | 38,27 (33,82÷42,72) | 47,96 (33,99÷60,55) |
| | 6—8 | 0,33 (0,02÷0,64) | 7,37 (4,54÷10,20) | 42,92 (35,93÷49,92) | 50,10 |
| 1,0 | 0—2 | 0,20 (0,11÷0,29) | 5,57 (4,93÷6,21) | 26,87 (11,09÷42,65) | 67,37 (50,91÷83,83) |
| | 2—4 | 0,34 (0,04÷0,64) | 9,86 (7,35÷12,37) | 33,53 (17,83÷49,23) | 56,27 (41,12÷71,42) |
| | 4—6 | 0,24 (—0,12÷0,60) | 19,09 (9,76÷28,42) | 37,07 (9,83÷64,31) | 43,60 (23,63÷63,57) |
| | 6—8 | 0,40 (—0,09÷0,89) | 23,24 (6,64÷39,84) | 45,32 (20,92÷69,72) | 29,70 (21,74÷37,66) |

* В скобках — доверительные интервалы.

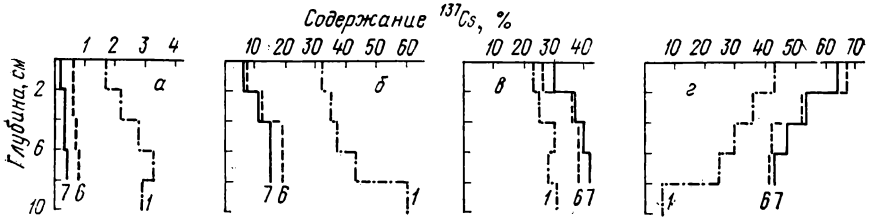



Рис. 2. Вертикальное распределение форм цезия-137 в почвах и озерном песке (данные усреднены для трех вариантов опыта, различающихся по влажности).

Условные обозначения те же, что на рис. 1.

кислотно-растворимого Cs аналогичен распределению обменных форм. В отличие от обменной и кислотно-растворимой форм, количество фиксированного Cs закономерно снижается с глубиной. Для почв его содержание в верхнем слое составляет 64—67%, а в нижележащих слоях оно не превышает 52%; в песке содержание этой формы Cs в слое внесения и на глубине 8—10 *см* составляет 43 и 6% соответственно.

Таким образом, приведенные данные свидетельствуют о том, что прочность закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах существенным образом зависит как от физико-химических свойств последних, так и от свойств самих излучателей. При этом $^{90}Sr$ и $^{91}Y$ находятся в сорбентах преимущественно в подвижном, а $^{59}Fe$, $^{60}Co$, $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ в малоподвижном состоянии.

На примере $^{137}Cs$ показано, что в процессе вертикальной миграции этого излучателя происходит дифференциация его форм с глубиной, приводящая к обогащению нижележащих слоев подвижными формами.

## Выводы

1. Сравнительная оценка содержания различных форм радионуклидов в почвах и озерных грунтах показала, что $^{90}Sr$ и $^{91}Y$ находятся в них преимущественно в подвижных, а $^{59}Fe$, $^{60}Co$, $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$ — в прочнозакрепленных формах.

2. Озерные грунты по прочности закрепления радионуклидов располагаются в следующий ряд: торфянистый > сапропель > > карбонатный > песчано-илистый > песчаный. В дерново-луговой почве излучатели закрепляются прочнее, чем в дерново-подзолистой.

3. В процессе вертикальной миграции $^{137}Cs$ в почвах происходит дифференциация его форм с глубиной, приводящая к обогащению нижележащих слоев подвижными формами.

## ЛИТЕРАТУРА

Зырин Н. Г., Рерих В. И., Тихомиров Ф. А. Формы соединения цинка в почвах и поступление его в растения.— Агрохимия, 1976, № 5.

Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф., Урбанюк А. П. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинными минералами.— Радиохимия, 1961, т. 3, № 2.

Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я. Глобальные выпадения $^{137}Cs$ и человек. М., Атомиздат, 1974.

Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М., Атомиздат, 1974.

Рассел Р. Поведение радионуклидов в почве.— Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.

Рерих В. И., Зырин Н. Г., Тихомиров Ф. А. О формах кобальта в почве.— Вестн. МГУ, 1975, № 3.

Evans E. J., Dekker A. J. The Fixation and Plant Recovery of $^{137}Cs$.— Soil Sci., 1969, vol. 137, N 3.

Schulz R. K., Overstreet R., Barshad J. On the Soil Chemistry of Cesium-137.— Soil Sci., 1960, vol. 89, N 1.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ · 1979

*И. В. МОЛЧАНОВА, Е. Н. КАРАВАЕВА*

# МИГРАЦИЯ $^{90}Sr$ И $^{137}Cs$ В ПОЧВЕ С КАПИЛЛЯРНОЙ ВЛАГОЙ

Вертикальная миграция радионуклидов в почве существенным образом зависит от их способности переходить в различные категории влаги и мигрировать с ними (см. статью Е. Н. Караваевой и др. в наст. сборнике). Так, при избыточном увлажнении почв $^{90}Sr$ в значительных количествах переходит в гравитационную воду, а $^{137}Cs$ в основном находится в той категории влаги, которая удерживается почвенными частицами посредством капиллярно-сорбционных сил и не передвигается с потоком гравитационной воды.

Задача настоящей работы состояла в исследовании роли капиллярной влаги в процессах перемещения $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в почве и поступления их в растения.

С этой целью проведена серия лабораторных и вегетационных опытов. В условиях лабораторного эксперимента изучали переход радионуклидов из почвы в капиллярную влагу. Дерново-луговую (горизонт А) или дерново-подзолистую (горизонт $A_2$) почву равномерно перемешивали с растворами $^{90}SrCl_2$ и $^{137}CsCl$ (1,6 *мКи/кг*), затем 0,5 *кг* каждой почвы помещали в металлические колонки ($h$ — 20 *см*, $d$ — 8 *см*). Влажность почвы в колонках поддерживали на уровне 100% от полной влагоемкости (ПВ). Через 70 дней открывали зажимы, расположенные в основании колонок, позволяя избытку воды фильтроваться через почву. После полного стекания гравитационной воды навески почвы центрифугировали на центрифуге ЦЛС-3 в пробирках с перфорированным дном. Центрифугирование производили последовательно при 1, 2, 3, 4 и 6 тыс. оборотов в 1 мин. При каждой скорости почву центрифугировали 15 *мин*, после чего заменяли нижнюю часть пробирки с центрифугатом и образец вновь центрифугировали при более высокой скорости. При попадании коллоидных частиц в полученные фракции почвенного раствора их подвергали вторичному центрифугированию при максимальной скорости вращения. Остаточная влажность почв после выделения из них всех пяти фракций раствора не превы-

шала 20% от ПВ; при таком уровне увлажнения влага представлена в основном категорией прочно связанной воды (Роде, 1965).

Пробы почвенного раствора 6—10 повторностей на каждую скорость центрифугирования просчитывала на малофоновой установке УМФ-1500 со счетчиком СБТ-13 при статистической ошибке счета 5—10%.

В серии вегетационных опытов была изучена вертикальная миграция $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в дерново-луговой и дерново-подзолистой почвах с восходящим потоком капиллярной влаги. Опыты проводили в вегетационном домике. Сосуды (емкостью 3 *л*) заполняли почвой, в нижний слой (2 *см*) которой вносили радионуклиды в количестве 0,5 *мКи/кг*. Одни сосуды засевали семенами гороха (10 семян на 1 сосуд), другие — оставляли без растений. Влажность почвы составляла 60% от ПВ; контроль за уровнем увлажнения в течение опыта осуществляли ежедневным взвешиванием сосудов. Полив почвы производили через стеклянную трубку, чтобы исключить нисходящий поток гравитационной влаги.

Опыт продолжался 70 дней; к этому времени растения достигали фазы созревания. В конце опыта надземную массу растений срезали, высушивали до абсолютно сухого веса, растирали и готовили пробы для радиометрического анализа. Почву в сосудах разделяли на слои толщиной 2 *см*, тщательно выбирая из них корни растений. Содержание радионуклидов в пробах почв и растений (шесть повторностей) определяли на радиометре ПП-100 со счетной трубкой БФЛ-Т-25. Внесение радионуклидов в почву не оказало существенного влияния на рост и развитие подопытных растений.

Как показали опыты, распределение почвенного раствора по фракциям, полученным при разных скоростях центрифугирования, не зависит от типа почв и имеет следующий вид:

| | Скорость центрифугирования, тыс. *об/мин* | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 |
| Колич. выделяемого раствора, % . . . | 40 | 30 | 15 | 10 | 5 |

Можно заметить, что с увеличением скорости центрифугирования количество выделяемого раствора снижается; при этом бóльшая часть его (70%) выделяется из почв при относительно низких (1—2 тыс. *об/мин*) скоростях вращения центрифуги, а при 4—6 тыс. *об/мин* это количество не превышает 10%. Концентрация радионуклидов в центрифугатах также, как правило, зависит от скорости, при которой они переходят из почвы в раствор (см. таблицу). Так, с увеличением скорости центрифугирования обеих почв от 1 до 6 тыс. *об/мин* концентрация $^{90}Sr$ в растворе снижается в полтора-два раза (имеющиеся различия в концентрации статистически достоверны при $p=0,05$). Менее

**Содержание радионуклидов в почвенном растворе в зависимости от скорости центрифугирования, *расп/мин* на 1 *мл***

| Скорость центрифугирования, тыс. *об/мин* | Дерново-луговая почва | | Дерново-подзолистая почва | |
|---|---|---|---|---|
| | $^{90}Sr$ | $^{137}Cs$ | $^{90}Sr$ | $^{137}Cs$ |
| 1 | 20202±137 (45)* | 540±27 (46) | 26010±1502 (43) | 2452±98 (40) |
| 2 | 16379±265 (33) | 498±39 (28) | 23174±1440 (23) | 2250±44 (23) |
| 3 | 15965±514 (14) | 429±29 (10) | 20503±1321 (18) | 2049±81 (18) |
| 4 | 11812±336 (4) | 489±36 (5) | 20169±1410 (8) | 1838±43 (10) |
| 6 | 10347±310 (4) | — — | 18097±1479 (8) | 1833±45 (9) |

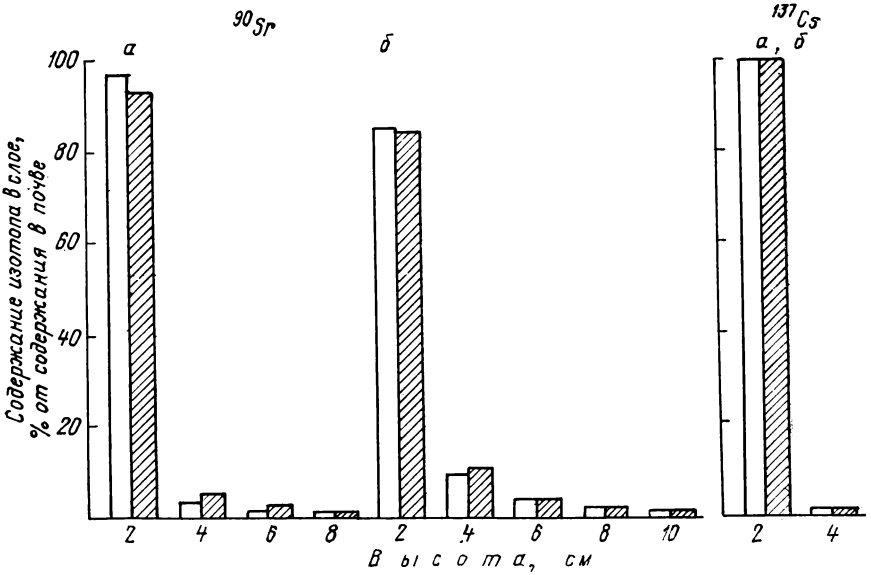
* В скобках — содержание радионуклидов, %.

резко эта зависимость выражена для $^{137}Cs$; его концентрация в растворе, выделенном из дерново-подзолистой почвы, уменьшается всего в 1,3 раза, а в растворе дерново-луговой почвы остается практически постоянной. Аналогичное снижение концентрации микро- и макроколичеств ионов в растворе было описано в ряде работ (Бунеев и др., 1947; Крюков, Комарова, 1956; Фрид, Прохоров, 1969). Причина этого явления связана с тем, что по мере увеличения скорости центрифугирования почвы и стекания все более близких к ее поверхности слоев жидкости катионы более прочно удерживаются в оставшемся водном слое электростатическими силами (Фрид, Прохоров, 1969). В соответствии с изменением концентрации и объема выделенных из почвы фракций раствора общее содержание в них излучателей также уменьшается с возрастанием скорости центрифугирования. В диапазоне скоростей 1—2 тыс. *об/мин* в растворе содержится до 78% стронция и цезия, перешедших из почвы в капиллярную влагу, а при 4—6 тыс. *об/мин* соответствующее содержание радионуклидов колеблется в пределах 5—10%.

Следует отметить, что при равной исходной концентрации нуклидов в почве концентрация $^{90}Sr$ в почвенном растворе в 10—40 раз выше, чем $^{137}Cs$. Поэтому несмотря на одинаковый характер относительного распределения этих элементов по фракциям почвенного раствора, можно было ожидать более высокую подвижность $^{90}Sr$ в почве и более интенсивное накопление его растениями.

Действительно, результаты вегетационных опытов показали, что вынос элементов надземной массой растений из дерново-луговой и дерново-подзолистой почв составляет для $^{90}Sr$ 0,98 и 13%, а для $^{137}Cs$ 0,06 и 0,97% соответственно от их количеств в вегетационных сосудах.

Подопытные растения благодаря их транспирирующей деятельности обеспечили наличие такого потока капиллярной влаги, при котором расход воды в расчете на 1 *кг* дерново-луговой почвы составил 85 *мл* в день. Примерно такой же объем воды,




Распределение радионуклидов в дерново-луговой (*а*) и дерново-подзолистой (*б*) почвах.

Сосуды: *белое* — без растений, *заштрихованное* — с растениями.

но в виде гравитационного потока проходил через почву в опытах по изучению вертикальной миграции $^{90}Sr$ (Молчанова, Караваева, 1976). В этих опытах показано, что с гравитационной водой из верхнего слоя (0—2 *см*) почвы выносилось до 37% $^{90}Sr$. Вместе с тем с потоком капиллярной влаги за пределы зоны первоначального загрязнения мигрирует лишь 7% $^{90}Sr$ (см. рисунок). В дерново-подзолистой почве $^{90}Sr$ оказался подвижнее, чем в дерново-луговой. Вынос его из слоя внесения составил 15%, а высота миграции 8 *см*. Что касается $^{137}Cs$, то 99% его остается в слое внесения обеих почв и не передвигается вверх.

Можно отметить также, что наличие растений практически не оказало влияния на распределение излучателей в почве. В то же время объем воды, прошедший через почву в сосудах с растениями, примерно в три-четыре раза превышает таковой в сосудах без растений. Последнее может свидетельствовать о том, что вертикальная миграция радионуклидов не связана непосредственно с перемещением транспирационного тока воды. По-видимому, перейдя из слоя внесения в различные формы капиллярной влаги, излучатели могут сорбироваться из них вышележащими «чистыми» почвенными слоями, вследствие чего скорость их миграции существенно снижается. Однако стронций, характеризующийся меньшей прочностью закрепления в почве

по сравнению с цезием, в больших количествах обнаруживается в растворе и соответственно мигрирует вверх по почвенному профилю. В природных же условиях глубина его миграции будет зависеть от соотношения интенсивности восходящего и нисходящего потоков влаги и возрастать при преобладании последнего.

## Выводы

1. С увеличением скорости центрифугирования почвенных образцов объем выделяемого раствора, а также концентрация и общее содержание в нем $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ снижается.

2. Радиоцезий практически не передвигается вверх по почвенному профилю с потоком капиллярной влаги, вследствие чего вынос этого излучателя из слоя внесения не превышает 1%. $^{90}Sr$ обладает более высокой миграционной способностью по сравнению с $^{137}Cs$.

3. Растения не оказали влияния на распределение $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в почве. По-видимому, в условиях опыта перемещение транспирационного тока воды непосредственно не связано с вертикальной миграцией радионуклидов вверх по вегетационному сосуду.

## ЛИТЕРАТУРА

Бунеев А. Н., Крюков П. А., Ренгартен Е. В. Опыт отжимания растворов из осадочных горных пород.— Докл. АН СССР, 1947, т. 57, вып. 7.

Крюков П. А., Комарова Н. А. Исследование растворов, почв, илов и горных пород.— Докл. советских почвоведов VI Международному конгрессу почвоведов. Химия почв. М., Изд-во АН СССР, 1956.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Зависимость вертикальной миграции стронция-90 в почве от режима почвенного увлажнения.— Экология, 1976, № 3.

Роде А. А. Основы учения о почвенной влаге, т. 1. Л., Гидрометеоиздат, 1965.

Фрид А. С., Прохоров В. М. Об измерении коэффициента распределения радиоизотопов во влажной почве.— Сб. трудов Агрофизического ин-та, вып. 18. Л., 1969.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ · 1979

*М. Г. НИФОНТОВА*

# ВЛИЯНИЕ СВЕТОВОГО И ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМОВ НА НАКОПЛЕНИЕ $^{90}Sr$ И $^{137}Cs$ ЛИШАЙНИКАМИ ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ

Накопление радионуклидов лишайниками зависит как от особенностей анатомо-морфологического строения и физиологического состояния талломов, так и от ряда экологических факторов (Нифонтова, 1976, 1977; Tuominen, 1967; Larsson, 1970). Однако до сих пор отсутствуют четкие представления о значении световых и температурных параметров для этих процессов.

В настоящем сообщении даны результаты изучения влияния светового режима растений и температуры водной среды на накопление и прочность закрепления $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ лишайниками *Cladonia amauraca*, *Peltigera canina*, *Umbilicaria pensylvanica*.

Живые талломы лишайников погружали в дистиллированную воду с внесенными в нее радионуклидами $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в количестве 23 и 12 *мкКи/л* соответственно. Влияние света изучали при освещенности 3 тыс. *люкс* (световой вариант) и в темноте. Температура в обоих вариантах опыта была 20—22°С. Воздействие температуры на накопление радионуклидов исследовали при 0—5° и 10—15°С, стабильной освещенности 1 500 *люкс* и при 10—12-часовом световом дне. В течение двух-трех суток растения адаптировались к соответствующим условиям эксперимента. Отбор водных и растительных проб производили через 1, 2 и 4 суток. Радиометрию образцов проводили по методике, описанной ранее (Нифонтова, 1976). О накоплении радионуклидов лишайниками судили по коэффициентам накопления (КН), рассчитанным на 1 *г* сырого веса растений. Прочность закрепления радионуклидов в тканях определяли по степени их выделения в чистую (нерадиоактивную) воду. Десорбцию проводили в течение 16 суток с трех-пятикратной сменой воды при температуре 20—22°, освещенности 3 тыс. *люкс* и естественной продолжительности дня. Повторность экспериментов была трех-шестикратная.

Зависимость накопления радионуклидов лишайниками от светового режима представлена на рис. 1, *А*. У растений в све-

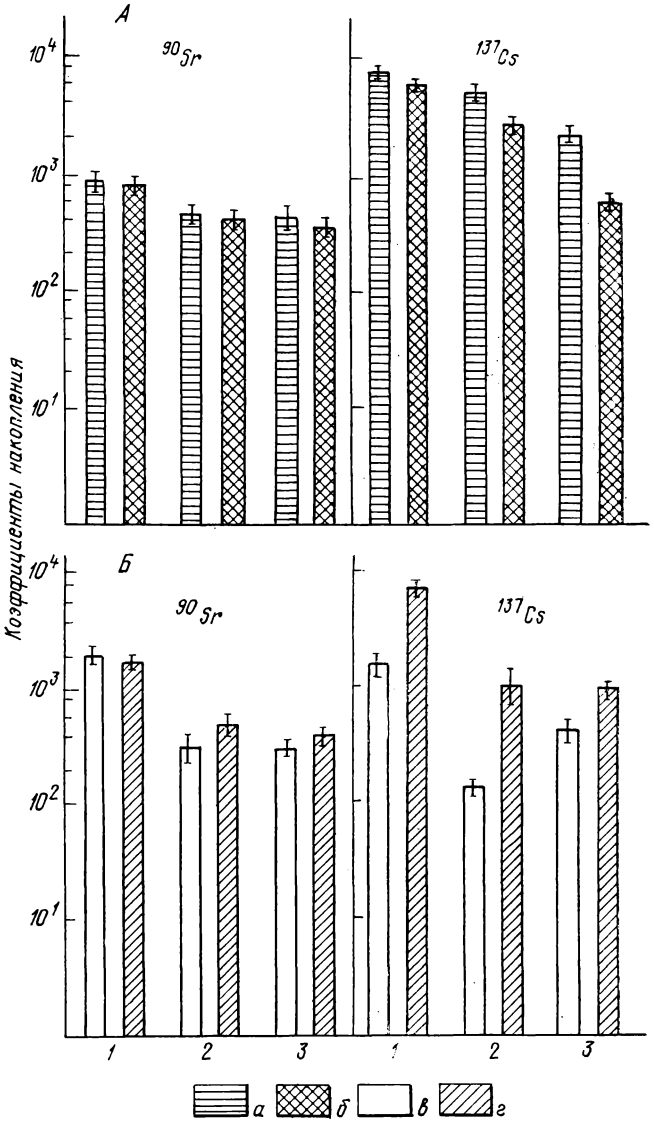



Рис. 1. Влияние света (*А*) и температуры (*Б*) на накопление радионуклидов лишайниками *Cladonia amaurocraea* (*1*), *Peltigera canina* (*2*) и *Umbilicaria pennsylvanica* (*3*).
*а* — свет, *б* — темнота, *в* — *t* 0+5°С, *г* — *t* 10—15°С.

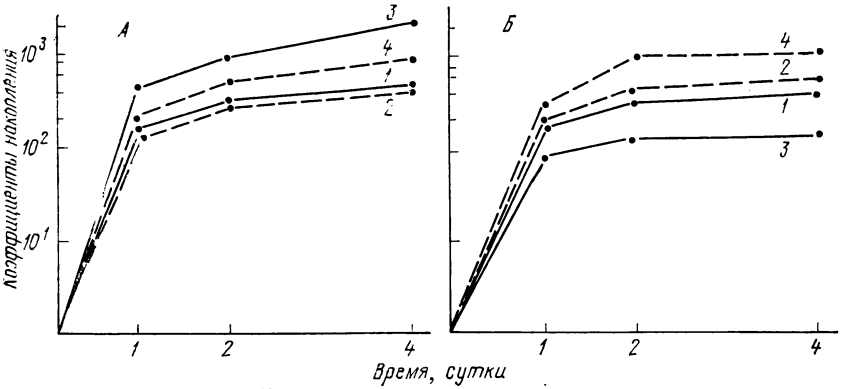



Рис. 2. Динамика КН $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ у *Peltigera canina* при разных световых и температурных режимах.

*А* — КН $^{90}Sr$ (*1, 2*) и $^{137}Cs$ (*3, 4*) на свету (*сплошная*) и в темноте (*штриховая линия*); *Б* — КН $^{90}Sr$ (*1, 2*) и $^{137}Cs$ (*3, 4*) при температурах 0+5°С (*сплошная*) и 10—15°С (*штриховая линия*).

товом и затемненном вариантах опыта КН $^{90}Sr$ практически не различаются. Незначительное увеличение концентрации радионуклида на свету может быть связано со светоиндуцированным изменением проницаемости клеточных мембран (Бессонов и др., 1975). В то же время КН $^{137}Cs$ у лишайников при освещении в полтора-два раза выше, чем в темноте. Данные об изменении коэффициентов накопления радионуклидов у лишайников при разных температурных режимах приведены на рис. 1, *Б*. Если КН $^{90}Sr$ у растений при увеличении температуры водной среды от 0—5° до 10—15°С изменяются незначительно в сторону повышения (*Peltigera canina, Umbilicaria pennsylvanica*) или понижения (*Cladonia amaurocraea*), то КН $^{137}Cs$ в этих же пределах колебания температур стабильно возрастают (более чем в четыре раза). При этом температурные коэффициенты ($Q_{10}$) поглощения $^{90}Sr$ лишайниками составляют 1,2, а для $^{137}Cs$ — 4,9. О характере процесса накопления радионуклидов лишайниками

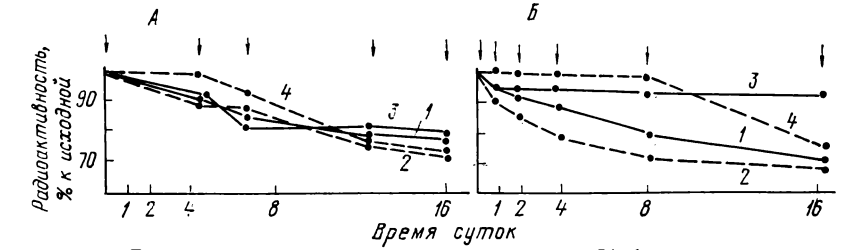



Рис. 3. Выделение радионуклидов из талломов *Cladonia amaurocraea* в дистиллированную воду.

Предшествующая сорбция $^{90}Sr$ (*1, 2*) и $^{137}Cs$ (*3, 4*): *А* — на свету (*сплошная*) и в темноте (*штриховая линия*); *Б* — при 0+5°С (*сплошная*) и 10—15°С (*штриховая линия*). Стрелками указаны дни замены окружающего раствора.

при разных световых и температурных режимах эксперимента судили по динамике коэффициентов накопления (рис. 2). Из рис. 2 видно, что установленные различия в накоплении радионуклидов талломами проявляются к концу первых суток опыта и сохраняются до конца эксперимента. Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что поглощение $^{90}Sr$ лишайниками не зависит от света и температуры водной среды, тогда как накопление $^{137}Cs$ связано с реакцией растений на изменение светового режима и в определенной степени обусловлено использованием энергии метаболических реакций. Вместе с тем различия в световых и температурных режимах во время сорбции не оказывают влияния на прочность закрепления $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в тканях растений (рис. 3). За 16 суток десорбции в окружающий раствор выводится около 30% радионуклидов, накопленных лишайниками во всех вариантах опытов.

Установленные закономерности подтверждают высказанное нами ранее положение (Нифонтова и др., 1979) о том, что в основе механизмов накопления $^{90}Sr$ талломами лежат преимущественно процессы физико-химической сорбции, тогда как в поглощении $^{137}Cs$ большую роль играют физиолого-биохимические процессы, связанные с метаболической активностью растений. При этом радионуклиды удерживаются в талломах в достаточно подвижной ионообменной форме.

## ЛИТЕРАТУРА

Бессонов Б. И., Саенко Г. Н., Бельчева Н. Н., Филатов Э. С., Холкин В. Я. Обмен $^{22}Na+$, $^{45}Ca^{2}+$, $^{59}Fe^{3}+$, $H^{14}CO_3^-$, $^{131}I-$, $S^{35}O_4^{2-}$, $P^{32}O_4^{-3}$, $^{2}+Mn^{2}+$, $Ti^{4}+$, $Ni^{2}+$ и $Cu^{2}+$ между морской водой и талломом морской водоросли *Ulva fenestrata*.— Тезисы доклада Международного симпозиума «Взаимодействие между водой и живым веществом». Одесса, 1975.

Нифонтова М. Г. Накопление $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ лишайниками в условиях эксперимента.— Экология, 1976, № 1.

Нифонтова М. Г. Влияние изотопных и неизотопных носителей на накопление $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ лишайниками из водных растворов.— Экология, 1977, № 6.

Нифонтова М. Г., Лебедева А. В., Куликов Н. В. Накопление $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ живыми и мертвыми лишайниками.— Экология, 1979, № 1.

Larsson J. E. $^{137}Cs$ in lichen communities on the Baltic coast.— Svensk. Bot. Tidskr., 1970, vol. 64, N 2.

Tuominen J. Studies on the strontium uptake of the *Cladonia alpestris thallus*.— Ann. Bot. Fennici, 1967, vol. 4, N 1.

## СОДЕРЖАНИЕ

Е. Н. Караваева, И. В. Молчанова, Н. В. Куликов. Режим почвенного увлажнения и миграция радионуклидов в почвенно-растительном покрове . . . . . 3

М. Я. Чеботина, Е. Н. Караваева. Влияние условий разложения лесной подстилки на вертикальную миграцию железа-59 в почве . . . . . 17

И. В. Молчанова, Л. Н. Михайловская. О прочности закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах 22

И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева. Миграция $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в почве с капиллярной влагой . . . . . 29

М. Г. Нифонтова. Влияние светового и температурного режимов на накопление $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ лишайниками из водных растворов . . . . . 34

**РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ**

Рекомендовано к изданию
ученым советом Института
экологии растений и животных
УНЦ АН СССР

Редактор **Т. П. Бондарович**

РИСО УНЦ № 981 (Н). Сдано в набор 19.01.79. Подписано к печати 7.08.79. НС 19191. Усл.-печ. л. 2,5. Уч.-изд. л. 2,6. Бумага типографская № 1. Формат 60×90 1/16. Тираж 500. Заказ 140. Цена 26 коп.

РИСО УНЦ АН СССР,
Свердловск, ГСП-169, Первомайская, 91.
Типография изд-ва «Уральский рабочий»,
Свердловск, просп. Ленина, 49.