

УДК 631.46:546.36

## ДЕСТРУКЦИЯ ПОЧВЕННЫХ АГРЕГАТОВ И ЕЕ ВЛИЯНИЕ НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ

А.Д. ФОКИН, С.П. ТОРШИН, Ю.М. БЕБНЕВА, Р.А. ГАДЖИАГАЕВА,  
Ю.И. ЗОЛОТАРЕВА, М.И. УМЕР

(РГАУ МСХА имени К.А. Тимирязева)

*Получение в лабораторных условиях почвенных агрегатов с различным характером локализации радионуклидов: а) только на поверхности агрегата; б) только во внутрипедной массе; в) с равномерным распределением радионуклида во всем объеме агрегата — позволило отдельно оценить роль различных частей агрегата в поглощении радионуклидов корнями растений, а также скорость переагрегирования почвенной массы. Сделано предположение о ведущей роли корневых систем растений в переагрегировании почвы.*

*Ключевые слова:*  $^{137}\text{Cs}$ , почвенные агрегаты, внутрипедная масса, деструкция агрегатов, новообразование агрегатов, переагрегирование почвенной массы, время «жизни» агрегатов.

Василий Робертович Вильямс, по-видимому, был первый, кто обратил серьезное внимание на существенные различия условий и процессов, имеющих место на поверхности и внутри почвенных агрегатов. Он акцентировал внимание прежде всего на различиях окислительно-восстановительных условий и режимов, связанных с деятельностью микроорганизмов и превращениями органических веществ. Следствиями этих различий являлось формирование механической прочности и устойчивости агрегатов во времени, а также различия в составе и свойствах почвенной массы на поверхности и внутри почвенного агрегата [2, 3]. Таким образом, по сути, была сформулирована идея универсальности принципа пространственной дифференциации почвенной массы и почвенных процессов, которые реализуются не только на почвенно-профильном уровне, но и на других уровнях структурной организации почвы, в частности на агрегатном.

Впоследствии высокий уровень дифференциации химического состава почвенных кутан и внутрипедной массы почв был показан В.О. Таргульяном с сотрудниками для иллювиальных горизонтов текстурно-дифференцированных почв подзолистого типа [6].

В конце прошлого века возник еще один аспект проблемы дифференциации состава и свойств почвы на агрегатном уровне в связи с расширяющимися масштабами аэральных загрязнений территорий. Появилось несколько работ, в которых показано наличие высоких градиентов концентраций различных токсичных веществ, включая и радионуклиды, между поверхностью почвенных агрегатов и внутрипедной массой [7, 9, 10].

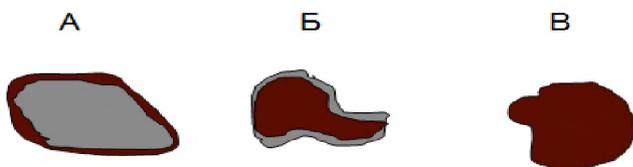
В данном случае формирование градиентов концентраций обусловлено тем обстоятельством, что первичное взаимодействие поступающих в агрегированную почву веществ происходит преимущественно с поверхностью агрегатов, на которой эти вещества закрепляются на более или менее длительное время в зависимости, во-первых, от прочности их сорбционного закрепления и, во-вторых, от скорости переагрегирования почвенной массы, т.е. от устойчивости агрегатов во времени.

Таким образом, степень выраженности дифференциации состава и свойств почвы на агрегатном уровне для любых веществ существенно зависит от скорости разрушения и новообразования агрегатов.

Неравномерность распределения веществ на агрегатном уровне в корнеобитаемом пространстве почвы не может не оказывать влияния на поглощение этих веществ корнями растений. Размеры этого влияния будут определяться степенью выраженности дифференциации, зависящей, как уже говорилось, от устойчивости агрегатов во времени. Следовательно, можно предполагать наличие тесной связи между корневым поглощением веществ из различных частей почвенных агрегатов и устойчивостью последних.

Принципиально новые возможности отдельного учета корневого поглощения веществ из различных частей почвенных агрегатов при одновременном изучении их устойчивости открывает изотопно-индикаторный метод. Однако для его реализации необходима разработка метода получения агрегатов с различной локализацией меченого вещества: а) только на поверхности агрегата; б) только во внутрисредной массе; в) с равномерным (тотальным) распределением вещества во всем объеме агрегата (рис. 1).

Такая методика была разработана В данном сообщении приводятся результаты исследования корневого поглощения двух долгоживущих искусственных радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  из различных частей агрегатов при одновременной оценке скорости переагрегирования почвенной массы.



**Рис. 1.** Возможные типы локализации меченых веществ в объеме почвенного агрегата: А — поверхностное; Б — внутри агрегата; В — тотальное

## Объекты и методы исследований

### Объекты

Исследования проводились преимущественно с образцами темно-серой лесной тяжелосуглинистой почвы на покровном суглинке, взятыми в Юрьев-Польском районе Владимирской области под лесополосой, а также дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы на покровном суглинке под залежью, взятой в Александровском районе той же области.

Используемые в работе радионуклиды  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  являются главными долгоживущими изотопами, до сих пор представляющими опасность на территориях, загрязненных в результате Чернобыльской катастрофы. Удельная активность используемых элементов в виде растворов хлоридов цезия и стронция лежала в пределах

10-15 кБк на 1 ммоль элемента. В образцы почвы в опытах с растениями радионуклиды вносились из расчета не более 1 кБк на 1 кг почвы, что не превышало 0,1 ммоль  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  на 1 кг почвы. Такое количество элементов в виде хлоридов не должно оказывать какого-либо заметного влияния на основные химические и физико-химические свойства почвы (рН, состав обменных оснований, ЕКО и др.).

*Методы получения агрегатов с различным типом локализации радионуклида в объеме агрегата*

А) Агрегаты с тотальным равномерным распределением меченого вещества во всем объеме агрегата. Образец почвы увлажнялся до состояния легко перемешиваемой влагонасыщенной почвенной массы (около 50% влаги к массе почвы), тщательно перемешивался. Корни и другие включения отбирались, после чего в суспензию вводилась метка необходимой активности в виде раствора хлорида и суспензия вновь тщательно перемешивалась. Равномерность распределения метки контролировалась путем измерения активности одинаковых проб суспензии, отобранных из различных частей объема почвенной массы. Вся почвенная масса переносилась в кювету с плоским дном и распределялась, по возможности, слоем толщиной около 15 мм. Почва доводилась до воздушно-сухого состояния. Растрескавшаяся масса почвы разминалась руками (в резиновых перчатках) до агрегатов не более определенного размера, в наших опытах — не более 10 мм. Затем вся масса рассеивалась на ситах по фракциям с размерами <1 мм, 1-2 мм, 2-3 мм, 3-5 мм; 5-7 мм и 7-10 мм. Таким образом, собиралось необходимое количество тотально-меченных агрегатов необходимого размера.

Б) Агрегаты с тотальным распределением метки только во внутрипедной массе при ее отсутствии на поверхности агрегатов готовились на основе агрегатов с равномерным распределением метки во всем объеме агрегата, получение которых описано выше. Для этой цели готовилась водная суспензия почвы с консистенцией жидкой сметаны, в которую на несколько секунд погружался тотально-меченый воздушно-сухой агрегат. Затем агрегат, покрытый сверху почвой из суспензии, доводился до воздушно-сухого состояния.

В нашем случае агрегаты погружались в суспензию на ситах меньшего размера, чем сами агрегаты. До погружения агрегаты располагались отдельно, не касаясь друг друга, на дне сита. При погружении часть агрегатов плавала на поверхности суспензии, и их необходимо, по возможности, быстро «утопить», затем сито поднималось над поверхностью суспензии, после стекания которой агрегаты высушивались непосредственно на сите.

На стадии отработки методики получения агрегатов данного типа, для визуализации процесса и оценки толщины образующегося слоя на поверхности агрегата, мы использовали покрывающую суспензию из другой почвы, существенно отличающейся по цвету от почвы внутренней части агрегата. Например, агрегаты темно-серой лесной почвы, имеющей практически черный цвет, покрывали суспензией дерново-подзолистой почвы, имеющей в высушенном состоянии светло-серый цвет с буроватым оттенком (рис. 2). На срезе такого агрегата под микроскопом можно оценить толщину образующегося поверхностного слоя, которая лежала в пределах 0,1-0,6 мм, что в первом приближении соответствует толщине слоя, в котором локализуется  $^{137}\text{Cs}$  на поверхности агрегатов при аэральном загрязнении почвы этим радионуклидом [7]. Кроме того, с такими агрегатами из различной почвы удобно изучать возможность диффузионного перемещения меченого вещества из централь-

ной части агрегата к периферии путем механического соскабливания «окрашенной» поверхности и измерения ее активности.

В) Агрегаты, с локализацией меченого вещества на поверхности могут быть приготовлены двумя способами.

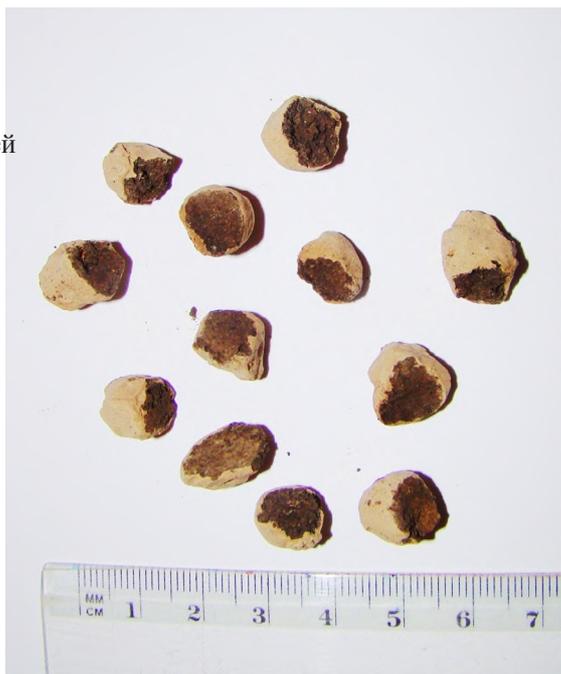
Первоначально, в частности, для оценки скорости деструкции агрегатов по самопоглощению [3-излучения  $^{137}\text{Cs}$  агрегаты такого типа готовились путем многократного напыления из пульверизатора раствора с меткой на поверхность отсеянных из почвенного образца агрегатов нужного размера. Подробнее эта методика описана ранее [8].

В последующем, для выполнения требования идентичности внутренней структуры агрегатов разного типа, агрегаты с поверхностной локализацией готовились, как и предыдущие, из высушенной после перемешивания почвенной массы, но без введения в ее состав метки. Метка вносилась или в жидкую почвенную суспензию, в которую погружались «немеченые» агрегаты, или напылялись из пульверизатора. Опыты с  $^{137}\text{Cs}$  не обнаружили существенных различий в поступлении радионуклида в растения с поверхности агрегатов, полученных разными способами. Однако этот результат, по-видимому, нельзя экстраполировать на другие вещества в силу различий механизмов их сорбционного закрепления.

#### *Методика опытов с растениями*

Опыты в зависимости от длительности проводились в сосудах разного размера: в пакетах типа «Tetra Pak», вмещающих 0,5-0,6 кг почвы, в случае краткосрочных опытов, или в сосудах Митчерлиха, вмещающих 5 кг почвы, когда растения выращивались до получения семян, после чего в тех же сосудах без перенабивки почвы выращивались те же или другие растения.

Перед набивкой сосудов воздушно-сухая почва рассеивалась на агрегаты разного размера, и агрегаты той фракции, с которой предполагались исследования, количественно заменялись на меченые агрегаты того же размера. Например, при рассеивании образца темно-серой лесной почвы в ней обнаружилось 15,1% агрегатов размером 7-10 мм. Они были изъяты и заменены на соответствующее количество меченых агрегатов. При набивке сосудов агрегаты не перемешивались механически, а послойно вносились небольшими порциями различных фракций в соответствии с их долей в исходной смеси. Эта предосторожность связана с предотвращением механического разрушения агрегатов в процессе закладки опыта.



**Рис. 2.** Агрегаты темно-серой лесной почвы, покрытые суспензией дерново-подзолистой почвы

## *Методика оценки деструкции агрегатов*

Уровень деструкции оценивался двумя способами.

А) Оценка по самопоглощению  $\beta$ -излучения  $^{137}\text{Cs}$  образцом почвы. Подробно метод описан ранее [8]. Он имеет определенные ограничения, поскольку используется для оценки скорости разрушения агрегатов только с поверхностным распределением метки, причем метка должна обладать  $\beta$ -излучением относительно низкой энергии, лежащей в пределах 0,1-0,6 МэВ. Энергия  $\beta$ -излучения  $^{137}\text{Cs}$  составляет 0,51 МэВ. Метод основан на различиях интенсивности регистрируемого  $\beta$ -излучения в зависимости от распределения  $^{137}\text{Cs}$  между поверхностью агрегатов и в неагрегированной почвенной массе. При локализации радионуклида на поверхности агрегатов скорость счета будет существенно превышать скорость счета образцов, содержащих такое же количество радионуклида, но равномерно распределенного по всему объему почвы. Данный эффект обусловлен незначительной величиной пробега «мягкого»  $\beta$ -излучения в почве (менее 1 мм в зависимости от энергии излучения). Оценка деструкции или переагрегирования почвенной массы агрегатов определенного размера проводится по калибровочным графикам, отражающим изменение скорости счета в зависимости от доли разрушенных агрегатов [8].

Б) Второй метод представляется более универсальным, поскольку его реализация возможна для любой метки, в том числе и нерадиоактивной. Однако, наиболее ясная интерпретация результатов, по-видимому, может быть получена при использовании тотально меченных агрегатов с равномерным распределением метки по всему объему агрегата, при этом метка обязательно должна прочно сорбироваться почвенными частицами и существенно не перемещаться в объеме почвы благодаря диффузии. Последнему требованию как нельзя лучше удовлетворяет  $^{137}\text{Cs}$ , который в ионной форме более чем на 90% необратимо фиксируется ППК [1,5].

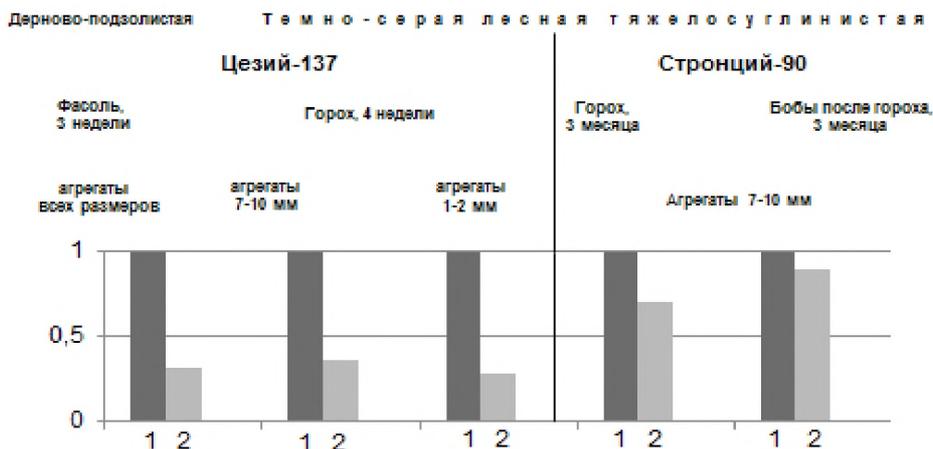
Метод основан на изучении перераспределения метки, первоначально содержащейся только в одной фракции, по другим фракциям почвенных агрегатов. При этом по характеру перераспределения можно, в известной степени, судить о механизмах переагрегирования: эрозии агрегата с поверхности с переходом метки во фракцию менее 1 мм, раскалыванием агрегата на более мелкие фракции или, наоборот, формированием более крупных агрегатов.

Оба метода могут быть использованы как в натуральных условиях, так и в условиях вегетационных опытов с растениями или в лабораторных опытах по изучению влияния физических, микробиологических факторов либо каких-либо веществ на скорость переагрегирования почвенной массы.

### **Результаты и их обсуждение**

Прежде всего сравним интенсивность поступления в растения радионуклидов, локализованных только на поверхности почвенных агрегатов или равномерно распределенных во всем их объеме (рис. 3).

Результаты получены на различных почвах с агрегатами разных размеров. Во всех вариантах отмечается общая закономерность: корневое поглощение с поверхности агрегатов происходит значительно интенсивнее, чем из всего объема агрегата. Особенно выразительно эта закономерность обнаруживается в опытах с  $^{137}\text{Cs}$ . Интенсивность поглощения с поверхности приблизительно в 3 раза превосходит поглощение при тотальном равномерном распределении радионуклида в агрегате. При этом,



**Рис. 3.** Относительное поступление в растения радионуклидов при их поверхностном (1) и тотальном (2) распределении в почвенных агрегатах, вегетационный опыт

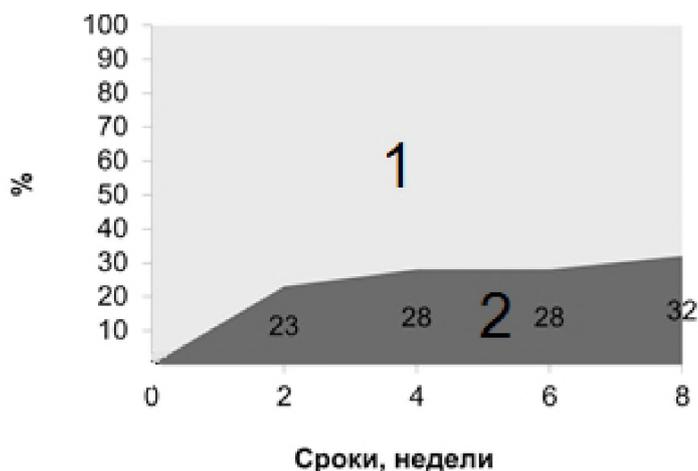
полученные соотношения приблизительно 1:3, не очень сильно зависит от используемых в опытах видов растений (фасоль, горох), типов почв (дерново-подзолистая и темно-серая лесная) и размеров агрегатов (мечение агрегатов всех размеров, агрегаты размером 7-10 мм и агрегаты размером 1-2 мм).

Различия между корневым поглощением радионуклидов с поверхности агрегатов и из всего объема не столь сильно выражены в опытах со <sup>90</sup>Sr. Причины различий могут быть разные. Во-первых, опыты со <sup>90</sup>Sr с растениями гороха были в 3-4 раза более продолжительные, чем с <sup>137</sup>Cs, а в последнем опыте с бобами — в 6-8 раз, поскольку бобы выращивались в сосудах Митчерлиха непосредственно после выращивания гороха без перенабивки сосудов. За такое продолжительное время возможно значительное перераспределение <sup>90</sup>Sr в пространстве почвенных агрегатов, во-первых, за счет диффузии радионуклида, которая для <sup>90</sup>Sr более выражена по сравнению с <sup>137</sup>Cs [4], и, во-вторых, за счет переагрегирования почвенной массы.

В опытах со <sup>90</sup>Sr более значительные различия в корневом поглощении обнаруживались при сравнении вариантов с поверхностной и внутриведной локализацией радионуклида (рис.4). Наблюдения в динамике показывают, что происходит постепенное выравнивание со временем интенсивностей поступления <sup>90</sup>Sr с поверхности агрегата и из внутриведного объема.

За восемь нед. от начала выращивания растений чуть более 30% <sup>90</sup>Sr в составе надземной биомассы гороха поступило из внутриведной массы, в то время как с поверхности агрегата поступило в 2 раза больше. Однако если учесть, что полученный результат характеризует весь период выращивания, в начале которого преимущество поступления с поверхности было выражено более сильно, то интенсивности поступления из различных частей агрегата для заключительных сроков наблюдения будут различаться не так сильно, как за весь период наблюдений.

Эффект снижения поступления радионуклидов в растения во времени, прежде всего <sup>137</sup>Cs, обнаруживается и в условиях сельскохозяйственного производства. Хоро-



**Рис. 4.** Соотношение (%) поступления  $^{90}\text{Sr}$  с поверхности агрегатов (1) и из внутрипедной массы (2) в растения гороха (надземная биомасса)

шо известно, что значения коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  за период от даты Чернобыльской катастрофы за последующие десятки лет снизился для разных культур в разы [1,5]. Обычно этот эффект связывают с использованием различных агротехнических приемов, снижающих поступление радионуклидов в растения, а также с увеличением доли необменно фиксированного  $^{137}\text{Cs}$  в составе глинистых минералов [1, 5].

Проведенные нами исследования дают основание считать, что снижение интенсивности поглощения  $^{137}\text{Cs}$  корнями растений

во времени может быть обусловлено, помимо указанных выше причин, еще и переагрегированием почвенной массы, особенно если первичное взаимодействие  $^{137}\text{Cs}$  происходило не с поверхностью растений, а непосредственно с почвой. При наличии механически прочных агрегатов процессы переагрегирования могут протекать достаточно медленно, в частности, в отдельных образцах черноземов слабовыражены признаки наличия градиентов концентрации  $^{137}\text{Cs}$  на агрегатном уровне были обнаружены нами спустя 14 лет после Чернобыльской аварии [7].

Попытка сравнения роли переагрегирования почвенной массы и возрастания доли прочносвязанного  $^{137}\text{Cs}$  за счет сорбционного взаимодействия в снижении поступления данного радионуклида в растения может быть сделана путем исследования временной динамики поглощения растениями  $^{137}\text{Cs}$  при поверхностной и тотальной локализации радионуклида в агрегатах (рис. 5).

Можно предполагать, что при локализации  $^{137}\text{Cs}$  на поверхности агрегатов снижение поступления радионуклида в растения обусловлено двумя причинами: а) возрастанием прочности сорбционного закрепления; б) переагрегированием почвенной массы. При равномерном тотальном распределении  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном агрегате снижение обусловлено только возрастанием прочности сорбционного закрепления.

Опыт с тотальным распределением показал, что начиная со второго выращивания интенсивность накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях стабилизировалась, снизившись с 0,36 относительных единиц\* до 0,25, т.е. практически на 30%.

Иная ситуация складывается при поверхностной локализации  $^{137}\text{Cs}$  на агрегатах. За три последовательных цикла выращивания интенсивность поступления радионуклида не стабилизировалась, но снизилась более чем в два раза. Если предположить, что при продолжении последовательных выращиваний и полного переагрегирования почвенной массы значения коэффициентов накопления в вариантах

\* За 1 принято максимальное значение коэффициента накопления в данном опыте.



**Рис. 5.** Относительное снижение интенсивности поступления цезия-137 в растения гороха при повторных выращивании (по 4 нед.), агрегаты 7–10 мм

с поверхностным распределением снизятся до уровня вариантов с тотальным распределением, т.е. с 1 до 0,25, то можно приблизительно в долях оценить относительный вклад различных процессов в снижение коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$ : а) за счет усиления сорбционного закрепления ( $0,36 - 0,25 = 0,11$ ); б) за счет суммарного усиления сорбционного закрепления и переагрегирования ( $1 - 0,25 = 0,75$ ); в) за счет только переагрегирования ( $0,75 - 0,11 = 0,64$ ). Таким образом, переагрегирование почвенной массы в наших экспериментах приблизительно в 5-6 раз более эффективно снижает поступление  $^{137}\text{Cs}$  в растения по сравнению с ростом сорбционного закрепления. Очевидно, что в экспериментах с другими почвами и растениями, в других условиях опыта полученные соотношения изменятся. Однако столь существенные различия в действии двух разных механизмов снижения интенсивности поступления  $^{137}\text{Cs}$  в растения дают основание предполагать доминирующую роль процессов переагрегирования.

Во всех рассмотренных выше опытах мы судили о переагрегировании почвенной массы лишь косвенно, по изменению поступления в растения  $^{137}\text{Cs}$ . Обратимся к результатам прямых оценок скорости переагрегирования почвы в различных условиях.

В таблице показаны результаты, полученные в условиях натурального эксперимента.

Условия и методика эксперимента подробно описаны ранее [8], поэтому лишь кратко остановимся на этих вопросах. В натуральных условиях испытуемые образцы помещали в сетчатые контейнеры, через которые свободно проникала влага, а также корни и мезофауна. Общая масса почвы в контейнере составляла 35 г. В смеси агрегатов разного размера, помещенных в контейнер, 5,25 г (15%) от общей массы представляли поверхностно меченные агрегаты размером 7-10 мм в соответствии с содержанием агрегатов данного размера в исходной почве. Контейнеры

**Оценка скорости деструкции агрегатов 7-10 мм темно-серой лесной почвы  
в натуральных условиях**

Условия	Глубина, см	Относит. дестр., % за год	Время «жизни» агрегата, годы
Лесополоса	10	62 ± 13	1,4-2,0
	30	27 ± 12	2,5-9,0
Пар	10	55 ± 13	1,4-3,0
	30	29 ± 16	2,0-12,0

помещались в нише, выбранной на вертикальной стенке микроразреза, на глубину 10 и 30 см. В опыте были предусмотрены два варианта: 1) площадка с минимальным нарушением растительного покрова (разнотравье под пологом древесной растительности); 2) площадка, имитирующая пар, размером 75x75 см, с которой растительность удалялась плоскорезом не реже одного раза в месяц. Все варианты закладывались в трехкратной повторности. Контейнеры находились в почве в течение одного года (13.05.2008-16.05.2009). Относительная деструкция агрегатов за год в процентах оценивалась по самопоглощению  $^{137}\text{Cs}$ .

Результаты свидетельствуют, что достоверных различий относительной деструкции за год между «парующей» площадкой и под растительностью не получено. Достоверными оказались лишь различия на обеих площадках по глубине. На глубине 10 см скорость деструкции была приблизительно в 2 раза выше, чем на глубине 30 см. Несмотря на периодическое уничтожение надземной части растений на «парующей» площадке при отсутствии достоверных различий в деструкции на одной и той же глубине, мы связываем наблюдаемые различия по глубинам прежде всего с действием биологических факторов, ускоряющих процессы переагрегирования на глубине 10 см. После выемки контейнеров через один год под «парующей» площадкой наблюдалось практически такое же обилие живых корней, как и под естественной растительностью. Значительная часть корней проникала и в объем контейнеров на обеих площадках.

Полученные величины деструкции агрегатов позволяют в первом приближении оценить для них среднестатистическое время «жизни». Если принять, что переагрегирование подчиняется экспоненциальному закону, т.е. за один год обновляется одинаковая доля агрегированной массы, то среднестатистическое время «жизни» агрегата  $\tau \approx \sqrt{\lambda}$ , где  $\lambda$  — доля переагрегированной за один год массы, равная величине деструкции (переагрегирования) в процентах, деленной на сто.

Расчет по крайним значениям, характеризующим разброс переагрегирования по вариантам, дает представленные в таблице значения величин  $\tau$ , которые составляют 1,4 года на глубине 10 см и 2-2,5 года на глубине 30 см.

В условиях вегетационного опыта есть возможность одновременно проследить за снижением интенсивности поступления в растения радионуклида, локализованного на поверхности агрегатов, и переагрегированием последних. На рисунке 6 показаны результаты вегетационного опыта в сосудах типа «Tetra Pak» с массой почвы 500 г. На рисунке 6 деструкция агрегатов (А) показана в виде коридора из крайних значений, полученных по самопоглощению  $\beta$ -излучения  $^{137}\text{Cs}$ . Через четыре цик-

ла выращивания в сосудах осталось от 0 до 30% «неразрушенных» агрегатов размером 7-10 мм.

Кривая, характеризующая относительное снижение интенсивности поступления  $^{137}\text{Cs}$  в растения, имеет очень близкий наклон к кривым переагрегирования, что свидетельствует о тесной связи процессов поглощения растениями  $^{137}\text{Cs}$ , первоначально локализованного на поверхности агрегатов, с процессами их переагрегирования. По-видимому, эта связь весьма сложная, поскольку переагрегирование влияет на поглощение веществ корнями растений, а последние, в свою очередь, влияют на процессы разрушения и переформирования почвенных агрегатов.

Предположения о важной роли корней растений в переагрегировании почвенной массы, основанные на изложенных выше результатах, побудили сделать оценку скорости переагрегирования под влиянием чисто физических факторов без участия растений. Опыты проводились на темно-серой лесной почве. Образец почвы массой 80 г с агрегатами разного размера, среди которых были перемешаны 12 г totally меченных  $^{137}\text{Cs}$  агрегатов размером 7-10 мм, равномерно укладывался в чашки Петри и увлажнялся по каплям из пипетки 25 мл воды до состояния, близкого к полной влагоемкости. Затем образец замораживался в течение суток, после чего размораживался также в течение суток, затем высушивался при комнатной температуре под феном в течение трех суток. Повторно было проделано семь таких циклов. После каждого цикла образец аккуратно извлекался из чашки Петри. Все комки размером более 1 см разламывались руками, после чего образец рассеивался на ситах по агрегатам и измерялась активность каждой фракции. Таким образом, по перераспределению метки, которая в исходном состоянии целиком находилась во фракции 7-10 мм, по другим фракциям можно судить о разрушении исходно меченной фракции и переходе продуктов разрушения в другие, более мелкие фракции. Результаты представлены на рисунке 7.

Как видно, наиболее интенсивно происходило разрушение фракции 7-10 мм после первого цикла, когда фракция сразу потеряла приблизительно 20% своей активности, а следовательно, и массы, которая распределилась приблизительно равномерно по другим фракциям. Далее происходило более медленное и приблизительно равномерное снижение активности исходно меченной фракции. За последующие шесть циклов она потеряла еще 30% исходной активности, которая обнаруживалась в других, более мелких фракциях, однако после третьего цикла стало проявляться повышенное «обогащение»  $^{137}\text{Cs}$  наиболее мелкой фракции, которая отсеивалась

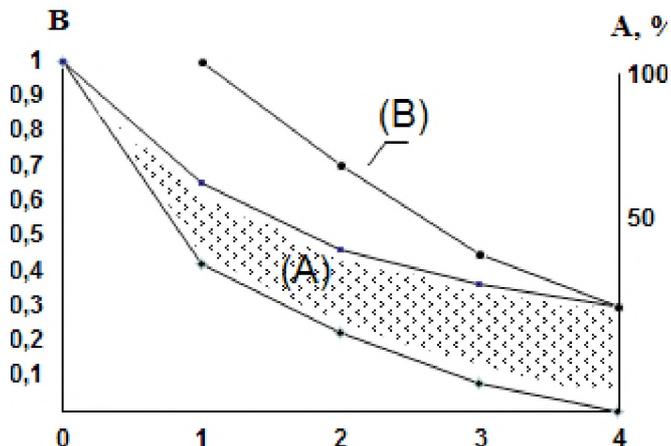
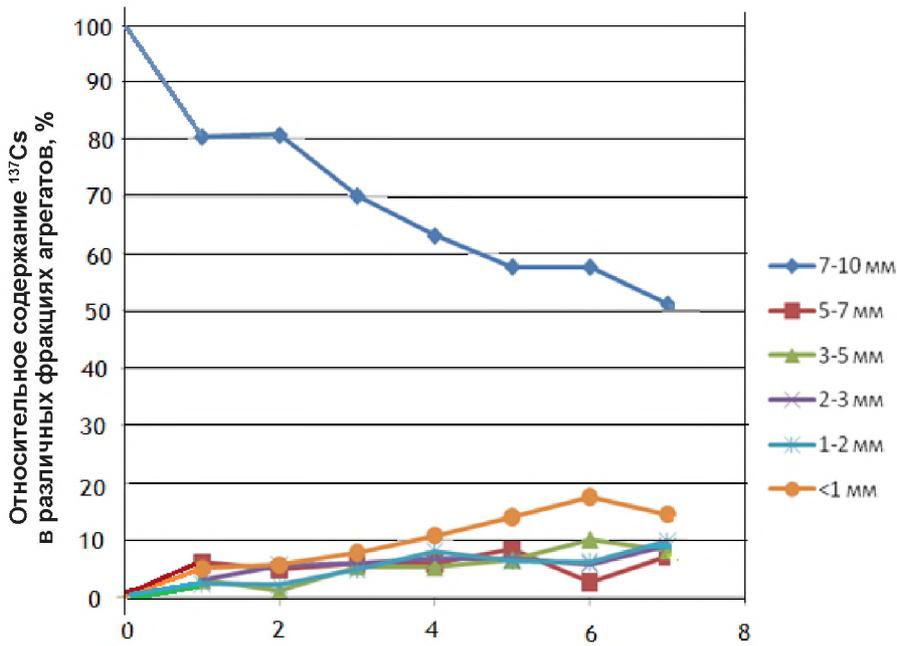


Рис. 6. Деструкция почвенных агрегатов размером 7-10 мм (А, %) и относительное снижение коэффициента накопления  $^{137}\text{Cs}$ , локализованного на поверхности агрегатов растениями фасоли (В) в условиях последовательного выращивания (4 цикла по 1 нед.), без перенабивки сосудов



Число циклов: увлажнение - заморозка - разморозка - высушивание

Рис. 7. Перераспределение цезия-137 из totally меченных агрегатов 7-10 мм по другим фракциям, без участия растений

в данном опыте, <2 мм. Таким образом, за семь циклов чисто физических, достаточно жестких воздействий переагрегированию подверглась только половина исходно меченных агрегатов. В опытах с растениями такой результат получался приблизительно за 2-3 нед. вегетации. Однако следует иметь в виду, что оценка переагрегирования почвенной массы в опытах с растениями и в последнем эксперименте получена разными методами. В дальнейшем, очевидно, целесообразно проведение более детальных и систематических исследований переагрегирования разными методами в различных условиях.

### Заключение

При аэральном загрязнении почв могут иметь место различные ситуации, связанные с распределением загрязнения на агрегатном уровне. При первичном взаимодействии сорбирующегося загрязнения с агрегированной почвой основная его часть локализуется на поверхности агрегатов и формируются высокие градиенты концентраций загрязняющих веществ. Со временем под действием различных факторов загрязнения перераспределяются в почвенной массе и приближаются к равномерному распределению на агрегатном уровне.

Получение в лабораторных условиях почвенных агрегатов с различным характером локализации радионуклидов: а) только на поверхности агрегата; б) только во внутрипедной массе; в) с равномерным распределением радионуклида во всем

объеме агрегата — позволило разделить оценить роль различных частей агрегата в поглощении радионуклидов корнями растений, а также скорость переагрегирования почвенной массы.

Интенсивность поглощения растениями радионуклидов, локализованных на поверхности агрегатов, в особенности  $^{137}\text{Cs}$ , в разы превосходит поглощение, наблюдаемое при локализации загрязнений по всему объему агрегатов или только в их внутрипедной массе.

Эти различия особенно выразительны на начальных этапах наблюдения, например, в течение первых недель вегетационного опыта. С течением времени снижаются: а) интенсивность поступления радионуклидов в растения при любом характере их локализации в агрегате; б) различия в поступлении при различном характере локализации. В последнем случае сглаживание различий обусловлено в основном переагрегированием почвенной массы и исчезновением высоких первичных градиентов концентраций.

В вегетационных опытах по изучению поглощения  $^{137}\text{Cs}$  растениями гороха показано, что в случае первичной локализации  $^{137}\text{Cs}$  на поверхности агрегатов снижение интенсивности поглощения радионуклида при повторных выращивании растений приблизительно на 85% обусловлено переагрегированием почвенной массы и только на 15% — возрастанием доли прочносвязанного сорбционным комплексом почвы  $^{137}\text{Cs}$ . Данное обстоятельство вызывает дополнительный интерес к оценке скорости переагрегирования почвенной массы.

В натуральных условиях на темно-серой лесной почве агрегаты размером 7-10 мм за 1 год подвергаются деструкции в среднем на 50-65%, что соответствует, с учетом статистического разброса исходных данных, времени «жизни» агрегатов от 1,5 до 3 лет.

В условиях вегетационного опыта переагрегирование на 50% для агрегатов того же размера достигается в среднем за 2-3 нед. вегетации растений. Учитывая более высокую концентрацию корневой массы в вегетационных сосудах и быстрый ее прирост, можно предположить, что основную роль в переагрегировании почвенной массы играют корневые системы растений. Это предположение в какой-то мере подтверждается невысокой скоростью переагрегирования под воздействием циклически повторяющихся чисто физических факторов: увлажнения, замораживания, размораживания, высушивания, механического измельчения руками комков размером более 1 см после высушивания. Переагрегирование на 50% было достигнуто только за семь повторных циклов, каждый из которых имел продолжительность 5 сут. Однако в целом вопрос о роли различных факторов и механизмов переагрегирования почвенной массы в различных условиях остается открытым.

Сделано предположение о ведущей роли корневых систем растений в переагрегировании почвы.

### Библиографический список

1. Анисимов А.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. О формах нахождения и вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. №9. С. 31-40.
2. Вильямс В.Р. Прочность и связанность структуры почвы // Почвоведение. 1935. № 5-6. С. 23-35.
3. Вильямс В.Р. Почвоведение. Земледелие с основами почвоведения. М.: Сельхозгиз, 1939. 458 с.

4. Поляков Ю.Л. Радиозология и дезактивация почв. М.: Атомиздат, 1970. 304 с.
5. Санжарова Н.П., Фесенко С.В., Лисянский К.Б., Кузнецов В.К., Абрамова Т.Н., Котик В.А. Формы нахождения в почвах и динамика накопления в сельскохозяйственных культурах  $^{137}\text{Cs}$  после аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1997. № 2. С. 159-164.
6. Таргульян В.О., Соколова Т.А., Бирина А.Г., Куликов А.В., Целищева Л.К. Организация, состав и генезис дерново-палево-подзолистой почвы на покровных суглинках. Аналитическое исследование. X Международный конгресс почвоведов. М., 1974. 45 с.
7. Фокин А.Д., Торшин С.П., Каупенйоханн М. Формирование первичных градиентов концентраций  $^{137}\text{Cs}$  в почвах на агрегатном уровне // Почвоведение. 2003. № 8. С. 921-928.
8. Фокин А.Д., Торшин С.П. Метод исследования деструкции почвенных макроагрегатов по самопоглощению (3-излучения  $^{137}\text{Cs}$ ) // Почвоведение. 2013. № 4. С. 426-433.
9. Horn R. Die Bedeutung der Aggregation für die Drackfortpflanzung in Boden // Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 1987. V 150. P. 13-16.
10. Kavser A.T., Wilcke W., Kaupenjohann M., Joslin J.D. Small-scale heterogeneity of soil chemical properties. I A technique for rapid aggregate fractionation // Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 1994. V. 157. P. 453-458.

## SOIL AGGREGATES DESTRUCTION AND ITS INFLUENCE ON ABSORPTION OF RADIONUCLIDES BY PLANTS

A.D. FOKIN, S.P. TORSHIN, YU.M. BEBNEVA, R.A. GADZHIAGAEVA,  
YU.I. ZOLOTAREVA M.I. UMER

(RSAU-MAA named after K.A. Timiryazev)

*Obtaining in the laboratory of soil aggregates with different radionuclides localization allows separate evaluation of the role of different parts of aggregates in radionuclides absorption by plant roots, as well as the speed of soil aggregation. There were obtained three types of aggregates: a) radionuclides are located only on the surface of aggregates, b) radionuclides are located only inside of aggregates, c) radionuclides are uniformly distributed throughout the volume of aggregates. Experiments have shown that the intensity of plant absorption of radionuclides, located on the surface of aggregates, especially  $^{137}\text{Cs}$ , was higher compared to that uniformly spread throughout the volume of the aggregates, or located only inside of aggregates. Over time, these differences are smoothed out, mainly due to aggregation process of soil mass. Under the natural conditions on alfisols aggregates with the size of 7-10 mm degraded for 1 year on average by 50-65%, which corresponds to the time of «life» of an aggregate, varying from 1,5 to 3 years including statistical deviations. In the context of the model vegetation experiment 50% of aggregates of the same size reaggregated after 2-3 weeks of plant growth. There was made an assumption that the leading role in soil particles reaggregation belongs to plant root systems.*

*Key words:  $^{137}\text{Cs}$ , soil aggregates, aggregates size, aggregation, aggregates destruction, degraded aggregates, the «lifetime» of aggregates.*

**Фокин Алексей Дмитриевич** — д. б. н., проф. кафедры агрономической, биологической химии и радиологии РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева (127550, г. Москва, ул. Тимирязевская, 49; тел.: (499) 976-40-24).

**Торшин Сергей Порфирьевич** — д. б. н., зав. кафедрой агрономической, биологической химии и радиологии РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева, проф. (тел.: (499) 976-40-24, e-mail: storshin@timacad.ru).

**Бибнева Юлия Михайловна** — асп. кафедры агрономической, биологической химии и радиологии РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева (тел.: (499) 976-40-24, e-mail: yu.bebneva@yandex.ru).

**Гаджиаева Рамилла Адим Кызы** — асп. кафедры агрономической, биологической химии и радиологии РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева (тел.: (499) 976-40-24, e-mail: gadjiagayeva@gmail.com).

**Золотарева Юлия Ивановна** — магистр сельского хозяйства, ООО «Билетные системы» (115035, г. Москва, Садовническая набережная, 69).

**Умер Мустафа Исмаил Умер** — к. б. н., кафедра сельского хозяйства и лесного дела Дахукского университета (Ирак, г. Дахук, ул. Захо, 38; тел.: +964 75 450 2816; e-mail: mwafaq.barwary@uod.ac).

**Fokin Aleksey Dmitrievich** — Doctor of Biological Sciences, professor. Department of biological, agronomic chemistry and radiology of RSAU - MAA named after K.A. Timiryazev (127550, Moscow, Timiryazevskaya street, 49; тел.: 8 (499) 976-40-24).

**Torshin Sergey Porfirevich** — Doctor of Biological Sciences, professor. Head of the Department of biological, agronomic chemistry and radiology of RSAU - MAA named after K.A. Timiryazev (127550, Moscow, Timiryazevskaya street, 49; тел.: 8 (499) 976-40-24), e-mail: storshinf@timacad.ru).

**Bebneva Yuliya Mikhaylovna** — Ph.D student. Department of biological, agronomic chemistry and radiology of RSAU - MAA named after K.A. Timiryazev (127550, Moscow, Timiryazevskaya street, 49; тел.: 8 (499) 976-40-24, e-mail: yu.bebneva@yandex.ru).

**Gadziagaeva Ram ilia Adim Kyzy** — Ph.D student. Department of biological, agronomic chemistry and radiology of RSAU - MAA named after K.A. Timiryazev (127550, Moscow, Timiryazevskaya street, 49; тел.: 8 (499) 976-40-24, e-mail: gadjiagayeva@gmail.com).

**Zolotareva Yuliya Ivanovna** — Master of Agriculture, LLC «Biletnye sistemy» (115035, Moscow, Sadovnicheskaya naberezhnaya, 69).

**Umer Mustafa Ismail Umer** — Ph.D in Biological Sciences, Department of agriculture and forestry. University of Duhok (Zakho Str, 38, 1006 AJ Duhok, Duhok Governorate — Kurdistan Region — Iraq, PO Box 78, tel: +964 75 450 2816; e-mail: mwafaq.barwary@uod.ac).