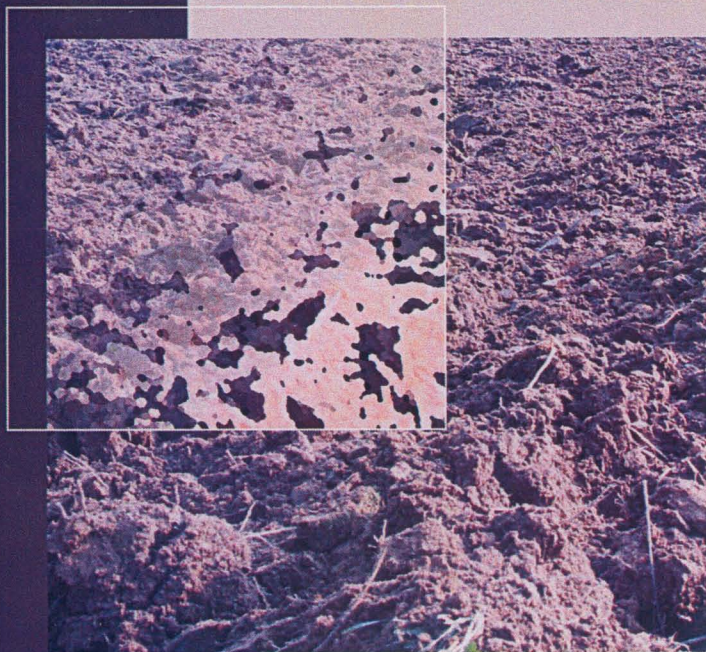




Л. Н. Москальчук

СОРБЦИОННЫЕ СВОЙСТВА
ОСНОВНЫХ ТИПОВ ПОЧВ,
ПРИРОДНОГО СЫРЬЯ
И ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ



НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК БЕЛАРУСИ
Объединенный институт энергетических
и ядерных исследований — «Сосны»

Л. Н. Москальчук

СОРБЦИОННЫЕ СВОЙСТВА ОСНОВНЫХ ТИПОВ ПОЧВ, ПРИРОДНОГО СЫРЬЯ И ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ



Минск
«Белорусская наука»
2008

УДК 631.438.2:631.42(476)

Москальчук, Л. Н. Сорбционные свойства основных типов почв, природного сырья и промышленных отходов / Л. Н. Москальчук. — Минск : Белорус. наука, 2008. — 231 с. — ISBN 978-985-08-0927-8.

В монографии приведены результаты многолетних исследований сорбционной способности наиболее распространенных типов дерново-подзолистых почв Беларуси, природного органического и минерального сырья (сапропели, трепел) и отходов промышленных производств (гидролизный лигнин, глинисто-солевые шламы) в отношении радионуклидов цезия и стронция. Рассмотрены вопросы, связанные с поглотительной способностью почв, ее ролью в процессах миграции радионуклидов, а также пути реабилитации радиоактивно загрязненных почв Беларуси. Исследованы кинетические закономерности и характер процессов сорбции и десорбции ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах. Изложены теоретические принципы и методология оценки и прогнозирования эффективности применения сапропелей в качестве сорбентов радионуклидов. Получены количественные характеристики кинетики фиксации ^{137}Cs и ^{90}Sr сапропелями и селективной сорбции радионуклидов. Освещены вопросы состава и свойств неорганических природных сорбентов, гидролизного лигнина и глинисто-солевых шламов и изучена их сорбционная способность в отношении радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr . Разработаны органоминеральные сорбенты с оптимальными агрохимическими и сорбционными свойствами и показана эффективность их внесения в бедные калием и кальцием супесчаные почвы в качестве дешевого и технически доступного способа реабилитации радиоактивно загрязненных почв.

Монография адресована научным работникам, аспирантам и студентам, а также специалистам в области радиобиологии, радиохимии, охраны и реабилитации окружающей среды.

Ил. 28. Табл. 34. Библиогр.: 516 назв.

Рецензенты:

доктор сельскохозяйственных наук О. В. Чистик,
кандидат химических наук В. П. Трубников

ISBN 978-985-08-0927-8

© Москальчук Л. Н., 2008
© Оформление. РУП «Издательский дом «Белорусская наука», 2008

ВВЕДЕНИЕ

При загрязнении окружающей среды продуктами ядерно-топливного цикла в результате техногенных аварий и катастроф, имеющих место на ядерно-энергетических объектах и атомных станциях, наиболее сложной является проблема дезактивации зданий, сооружений, оборудования и реабилитации объектов окружающей среды.

Из всех видов работ по дезактивации загрязненных радионуклидами зданий, сооружений и различных природных объектов и ликвидации последствий ядерных аварий и катастроф, включая аварию на ЧАЭС, реабилитация объектов окружающей среды, и прежде всего почв, является наиболее технически сложной и неотложной задачей, так как почвы содержат наибольшую часть выброшенных при взрыве радионуклидов, являются основным источником облучения населения и способны оказывать непосредственное воздействие на экосистемы в течение длительного времени.

По оценкам ряда специалистов, без опережающей дезактивации и реабилитации почв и других природных объектов невозможно решение проблемы реабилитации загрязненных территорий и в целом обеспечения условий безопасного проживания населения. Существенные затруднения в проведении дезактивации почв представляют образовавшиеся со времени аварийного выброса продукты взаимодействия природных веществ и радионуклидов в результате происходящих почвообразовательных процессов. Кроме того, сложность проведения дезактивации обуславливается особенностью радиоактивного выброса, многообразием типов почв и грунтов, сложным характером их взаимодействия с радионуклидами, спецификой распределения радионуклидов в почве и их чрезвычайно низкой концентрацией, при которой радионуклиды не образуют собственной фазы.

Следует отметить, что применение механического, химического и биологического методов дезактивации почв имеет общий недостаток: создает проблему утилизации и безопасного захоронения образовавшихся радиоактивных отходов. Особенно остро эта проблема встает в случае механического и биологического методов, когда необходимо переработать значительный объем радиоактивно загрязненных материалов (почва, биомасса растений).

В целом дезактивация, в том числе дезактивация почв, является достаточно трудоемкой, дорогостоящей, и требующей комплексного подхода процедурой, технически трудно реализуемой в условиях имеющегося радиоактивного загрязнения почв Республики Беларусь. Особенно сложна техническая реализация данных методов дезактивации в условиях Беларуси, так как в результате Чернобыльской аварии произошло загрязнение радионуклидами около 23 % территории республики.

Учитывая масштабность загрязнения сельскохозяйственных почв в Беларуси, весьма перспективными сорбентами радионуклидов в практике ведения сельского хозяйства республики могут быть донные отложения пресноводных озер — сапропели. Основное достоинство сапропелей как потенциальных мелиорант-сорбентов заключается в высокой степени дисперсности, высоком содержании органического вещества (до 70 %), наличии ценных питательных веществ и микроэлементов. В сапропелях содержится до 30 микроэлементов, причем по содержанию таких дефицитных для условий Беларуси микроэлементов, как медь, кобальт, молибден и цинк, сапропели можно рассматривать как наиболее перспективный источник их внесения в почву.

Эффективность сапропелей определяется также различным составом и качеством органического вещества, в частности содержанием гуминовых кислот и азота. Кроме того, сапропели карбонатного типа являются уникальным природным материалом для известкования кислых почв.

Выполненный ранее литературный анализ эффективности применения различных типов сапропелей в качестве мелиорант-сорбентов показывает, что они существенно снижают поступление радионуклидов из почвы в растения. По оценке ряда исследователей, применение сапропелей на легких по механическому составу почвах позволит снизить поступление радионуклидов из почвы в растения до 5 раз, причем эффект наблюдается в течение длительного периода времени.

Учитывая роль органического вещества в почве и его определяющее влияние на величину сорбционной способности почвы в отношении ^{90}Sr , в практическом плане значительный интерес может представлять использование гидролизного лигнина — крупнотоннажного отхода гидролизной промышленности. В ряде работ показано участие лигнина в гумусообразовании, влияние его физико-химических и комплексообразующих свойств на режим питания растений и активизацию их жизнедеятельности. Рассмотрено воздействие лигнина на почвенную микрофлору, отмечена его положительная роль в качестве органического удобрения и одновременно структурообразователя почвы. Коэффициенты использования питательных веществ сельскохозяйственными растениями из вносимых в почву лигниновых компостов и удобрений достаточно высокие и приближаются к соответствующим показателям при применении традиционного удобрения — навоза.

Анализ существующих в настоящее время методов и способов снижения накопления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственной продукции показывает, что наиболее перспективной мерой предотвращения миграции радионуклидов по пищевым цепям в настоящее время в Беларуси является реабилитация загрязненных радионуклидами территорий путем снижения подвижности радионуклидов в почвах. Такая реабилитация возможна посредством внесения в почву различных типов органических и/или органоминеральных сорбентов радионуклидов. Весьма важным направлением в этом отношении является разработка и применение органоминеральных сорбентов на основе доступного местного природного сырья — сапропелей, а также крупнотоннажных отходов промышленного производства — гидролизного лигнина и глинисто-солевых шламов.

С точки зрения содержания глинистых минералов, в качестве минеральной добавки к мелиорант-сорбентам перспективными могут быть глинисто-солевые шламы — отходы калийного производства. По вещественному составу глинисто-солевые шламовые отходы представляют собой сложные образования, основными компонентами которых являются карбонаты кальция и магния, сульфаты кальция, алюмосиликаты, хлориды натрия и калия. Из карбонатов преобладает доломит, сульфаты кальция представлены ангидритом, а алюмосиликаты — глинистыми минералами преимущественно гидрослюдистого состава. Минералогический состав, а также высокая удельная поверхность и значительная степень дефектности кристаллической структуры делают гли-

нисто-солевые шламы перспективным материалом в отношении сорбции ^{137}Cs .

Выполненные в последнее время научные исследования свидетельствуют о целесообразности использования глинисто-солевых шламов в качестве мелиорант-сорбентов и структурообразующих добавок на малопродуктивных песчаных почвах, выработанных торфяниках, а также для реабилитации загрязненных радионуклидами сельхозугодий Республики Беларусь.

Следует отметить, что дезактивация и реабилитация объектов окружающей среды, после техногенных аварии и катастроф на ядерных и радиационных объектах, включая аварию на Чернобыльской АЭС, является технически весьма сложным мероприятием и одновременно первостепенной задачей при ликвидации последствий данных аварий и катастроф.

Поэтому, наряду с проведением срочных технических мероприятий по ликвидации последствий данных аварий, должна быть предусмотрена разработка и применение высокоэффективных, экономически целесообразных и экологически безопасных способов и методов реабилитации объектов окружающей среды с использованием имеющихся местных природных ресурсов.

Автор выражает благодарность кандидату химических наук И. Б. Капустиной за помощь в обсуждении и анализе результатов исследований, а также в подготовке рукописи. Особую признательность автор выражает сотрудникам лаборатории «Реабилитации техногенно загрязненных территорий» ОИЭЯИ — «Сосны» НАН Беларуси А. А. Баклаю, Т. Г. Леонтьевой, Н. М. Позыловой за помощь в проведении исследований.

Автор выражает глубокую признательность доктору биологических наук А. В. Коноплеву и кандидату сельскохозяйственных наук В. Е. Попову (НПО «Тайфун», Обнинск, Россия) за обработку и предоставление результатов научных исследований, полученных в рамках выполнения проекта БФФИ-РФФИ (договор № Х02Р от 15.03.2002).

Особую признательность автор выражает профессору А. Кремерсу, доктору Э. Валке и другим сотрудникам лаборатории коллоидной химии Лювенского католического университета (Бельгия) за предоставленную возможность в проведении исследований по изучению сорбционных свойств сапропелей и почв Беларуси и оказанную при этом научную и методическую помощь.

Глава 1

ПОГЛОТИТЕЛЬНАЯ СПОСОБНОСТЬ ПОЧВ

Учение о поглотительной способности почв и основы учения об ионном обмене были созданы советским академиком К. К. Гедройцем. По определению К. К. Гедройца поглотительная способность почв — это способность почвы задерживать те или другие вещества, приходящие в соприкосновение с ее твердой фазой через циркулирующие в ней воды [1], а по определению Н. И. Горбунова [2] — это свойство почвы поглощать различные вещества независимо от природы и способа поглощения.

Основные понятия и термины, введенные в науку о поглотительной способности почв, приводятся ниже. Различают следующие виды поглотительной способности почв: механическую, физическую, физико-химическую, или обменную, химическую и биологическую.

Механическая поглотительная способность почв — свойство почв задерживать взвешенные в воде вещества при фильтрации их сквозь толщу.

Механическая поглотительная способность почвы зависит от плотности почвы, ее механического состава, толщины слоя фильтрации, содержания гумуса.

Физическая поглотительная способность — поглощение, при котором почвенные коллоидные частицы, обладая большой поверхностной энергией, поглощают различные вещества из внешней среды (в первую очередь молекулы воды), которые образуют на поверхности почвенных коллоидов тонкую пленку. Эта пленка воды удерживается коллоидами с большой силой и поэтому находится под давлением в несколько сот атмосфер.

Физическая способность — способность почвы поглощать пары воды и газообразного вещества из внешней среды, а также удерживать в себе различные вещества из растворов.

Физико-химическая, или обменная, поглотительная способность почвы — свойство почвы обменивать свои катионы или анионы на эквивалентное количество катионов и анионов растворимых солей после их растворения в почвенном растворе. Такое поглощение обусловлено органическими и минеральными коллоидами почвы. Эта коллоидная часть почвы называется почвенно-поглощающим комплексом (ППК).

Поглощенные катионы могут быть вытеснены из ППК другими катионами почвенного раствора и служат источником питания растений. Обменно-поглощенные ионы выщелачиваются водой из почвы и сравнительно просто переводятся в усвояемое для растений состояние.

Химическая поглотительная способность почвы сводится к образованию нерастворимых в воде соединений в результате химических реакций. При этом ионы растворимых солей образуют с ионами почвы труднорастворимые и нерастворимые соединения, которые выпадают в осадки и задерживаются твердой фазой почвы.

Биологическая поглотительная способность — свойство почвы задерживать и накапливать питательные вещества в корнеобитаемом слое в результате биологической деятельности живых организмов и корневой системы растений. Эта поглотительная способность имеет большое значение в жизни почвы и для развития ее плодородия.

К. К. Гедройц рассматривает ионный обмен как один из видов поглотительной способности почв. Обменные катионы в почвах представлены главным образом одновалентными и двухвалентными элементами периодической системы. В кислых почвах значительную, а иногда преобладающую роль играют также ионы NH_4^+ и Al^{3+} . Катионный обмен наиболее подробно изучен для катионов Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ [3].

Катионообменная способность относится к числу фундаментальных свойств почвы. Ее роль и значение в неполном объеме можно охарактеризовать следующими положениями.

1. От состава обменных катионов зависит пептизируемость почв, их агрегированность, а также поглощение органических веществ твердыми фазами, образование органо-минеральных соединений.
2. Реакции между обменными катионами и катионами почвенного раствора влияют на рН почвенного раствора и его солевой состав.

3. Обменные катионы — один из непосредственных источников элементов минерального питания растений.

При характеристике катионообменной способности почв используют такие важнейшие понятия, как почвенный поглощающий комплекс (ППК), емкость катионного обмена (ЕКО), специфическая и неспецифическая адсорбция, адсорбционные центры, сумма обменных катионов, обменные катионы, константа ионного обмена, коэффициент селективности и некоторые другие производные показатели.

Важнейшей характеристикой ППК и почвы в целом является емкость катионного обмена. По К. К. Гедройцу, емкость поглощения равна сумме всех обменных катионов, которые можно вытеснить из данной почвы. Он считал, что для данной почвы эта величина постоянная и может изменяться лишь с изменением природы самой почвы. Позже было установлено, что величина ЕКО существенно зависит от рН взаимодействующего с почвой раствора и несколько варьирует при замене одного вида насыщающего катиона на другой.

По определению Д. С. Орлова [3] емкость катионного обмена — общее количество катионов одного рода, удерживаемых почвой в обменном состоянии при стандартных условиях и способных к обмену на катионы взаимодействующего с почвой раствора.

1.1. Роль почв в миграции радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr

Широкое использование атомной энергии в различных сферах человеческой деятельности приводит к загрязнению окружающей природной среды естественными и искусственными радиоактивными веществами. Возникшие в результате испытаний ядерного оружия, выбросов предприятий топливно-энергетического цикла и аварий на атомных реакторах радионуклиды попадают в почву и, включаясь в биогеохимические цепи миграции, становятся причиной радиоактивного загрязнения почвы. Попадая различными путями на земную поверхность, радионуклиды оседают на ней и перераспределяются в почвенном покрове, системах почва — грунтовые и поверхностные воды, почва — растение и далее, поглощаясь растениями, накапливаются в продукции растениеводства, представляя серьезную опасность для здоровья человека и животных.

Под миграцией радионуклидов в почвах принято понимать совокупность процессов, приводящих к перемещению радионуклидов в почве или перераспределению их между различными ее фазами и состояниями [4]. Процессы, вызывающие миграцию радионуклидов в почвах, разнообразны по своей природе. К ним относятся: конвективный перенос (фильтрация атмосферных осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, перенос влаги под действием градиента температуры); диффузия свободных и адсорбированных ионов, перенос по корневым системам растений, перенос на мигрирующих коллоидных частицах; деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека. Миграция радионуклидов в почвах может происходить в результате нескольких одновременно протекающих процессов, например диффузии в почвенном растворе и двойном диффузионном слое переноса с гравитационным током воды [4, 5]. Диффузия радионуклидов часто вносит основной вклад в суммарное перемещение радионуклидов в почве. При конвективном переносе влаги радионуклид мигрирует не только в растворенном состоянии, но и в виде твердой фазы. Интенсивность и продолжительность действия различных факторов, вызывающих миграцию, зависят от конкретных условий и определяются подвижностью радионуклидов, которая обусловлена взаимодействием с веществами почвенного комплекса, что в свою очередь приводит к распределению радионуклидов по профилю почв [4].

Подвижность и миграция радионуклидов в почвах во многом определяется физико-химическими свойствами почв и радионуклидов, состоянием и формами их нахождения. Наиболее опасными с точки зрения миграции радионуклидов являются короткоживущие радиоактивные изотопы — продукты деления тяжелых ядер урана [6]. Из них наибольшую опасность представляют ^{90}Sr и ^{137}Cs — основные дозообразующие радионуклиды, способные при известных условиях включаться в значительных количествах через растения в биологический цикл круговорота веществ.

Почва является одним из существенных барьеров, препятствующих включению осколочных радионуклидов в биологический цикл.

Одним из наиболее важных свойств почвы является ее способность к обменной адсорбции катионов. Адсорбция происхо-

дит на поверхности частиц почвенных минералов (главным образом глинистых), обладающих нескомпенсированным электрическим зарядом кристаллической решетки или имеющих на поверхности ионы, способные к обмену в контакте с почвенным раствором [4, 7].

Поскольку почва является многофазной, полидисперсной и полифункциональной системой, то ее основные особенности как адсорбента заключаются в следующем:

с полифункциональностью почвы вследствие неоднородности ее минералогического состава связана различная прочность адсорбции ионов твердой фазой почвы;

полидисперсность почвы оказывает влияние на кинетику адсорбции и десорбции ионов и определяет степень достижения ионообменного равновесия;

наличие в почве органического вещества оказывает влияние на сорбцию радионуклидов посредством образования комплексных соединений и может как ускорять, так и замедлять их миграцию;

наличие в почве микроорганизмов, способных поглощать радионуклиды, может привести к трансформированию форм нахождения радионуклидов в почвах;

непостоянство свойств почвы во времени (температура, влажность и т. д.) также влияет на скорость миграции радионуклидов.

Способность почв и грунтов сорбировать радионуклиды оказывает большое влияние на характер миграции радиоактивных изотопов по биологическим цепям. Сорбция радионуклидов почвами препятствует их передвижению по профилю почвы, проникновению в грунтовые воды и обуславливает аккумуляцию радионуклидов в верхнем слое почвы [8]. При глобальных выпадениях, как правило, большое количество радионуклидов задерживается в верхней части почвенного профиля (0—10 см) и постепенно уменьшается по глубине [5]. На обрабатываемых почвах радионуклиды задерживаются в основном в пахотном слое, а на лугах, пастбищах и целине — в верхнем слое почвы (0—5 см) [8—11]. Согласно данным работы [12], направленной на исследование вертикального распределения ^{137}Cs в профиле чернозема на протяжении 10 лет (до аварии на ЧАЭС), установлено, что практически весь радиоцезий (99,8 %) находился в пахотном слое (0—25 см) и лишь 0,2 % — в слое почвы на глубине 25—70 см. По данным работы [13] также установлено, что в дерново-подзолистых супесчаных почвах Украинского и Белорусского Полесья до

70 % радионуклида ^{137}Cs относительно равномерно распределяется по профилю почвы на глубину до 20—30 см.

Исследованиями [13, 14] было показано, что в первые годы после аварии на ЧАЭС подвижность ^{137}Cs и ^{90}Sr в системе почва — растение на территории Гомельской области была близка к подвижности глобальных изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr . Вертикальная миграция на почвах и лугах различных типов протекала довольно медленно, практически до 90 % от выпавшего количества радионуклидов находилось в верхнем (0—5 см) горизонте почвы. За период 1987—1989 гг. загрязнение поверхности почвы 30-километровой зоны в связи с вертикальной миграцией снизилась на 15—40 %, при этом в верхнем слое оно не превышало 15 %, а в нижележащих слоях — 2 % от суммарного запаса радионуклидов, миграционные способности ^{137}Cs и ^{90}Sr при этом отличались незначительно [15—22].

В послеаварийный период для ^{137}Cs наблюдалась слабо выраженная миграция в дерновых и дерново-глеевых почвах ближней зоны ЧАЭС и более интенсивная на удаленных участках в низинных пойменных и торфяных почвах [20, 23—25]. Средняя скорость миграции радиоцезия из верхнего 5-сантиметрового слоя основных типов почв Гомельской и Могилевских областей за 10 лет после Чернобыльской аварии составила 1,6—5,2 см в год [26]. По данным [21, 27, 28], наиболее быстрая миграция радионуклидов характерна для дерново-болотных и торфяных почв, в этих почвах до 27 % ^{137}Cs находилось на глубине 5—10 см, 4—17 % — на глубине 10—15 см и 1—7 % — на глубине 15—20 см.

Авторы работ [29, 30], изучавшие поведение и вертикальное распределение ^{137}Cs в аварийном регионе Белорусского и Украинского Полесья — зоне распространения легких по гранулометрическому составу, малоплодородных почв, — также отмечают более высокую подвижность радиоцезия, чем на более плодородных почвах, а также более интенсивную вертикальную миграцию на гидроморфных почвах, чем на автоморфных.

Общеизвестно, что ^{90}Sr более подвижный, чем ^{137}Cs , и значительно превосходит его по скорости вертикальной миграции во многих ландшафтах загрязненных территорий Украины и Беларуси [14, 20, 21, 28, 31—33]. По данным [26, 34, 35], скорость вертикальной миграции радиостронция за период 1986—1995 гг. варьировала в пределах 1,5—6,4 см в год в зависимости от типа

почвы и области загрязнения. Для всех разновидностей луговых почв установлена более высокая скорость миграции ^{90}Sr , чем ^{137}Cs [36—38]. Однако в мелиорированном торфянике и песке миграционная способность ^{90}Sr невелика: в 1992 г. в верхнем (0—5 см) слое находился основной суммарный запас ^{90}Sr (83—97 %) [20].

В пойменных почвах Белорусского Полесья, как было показано в работе [39], спустя четыре года после аварии содержание радионуклидов остается сосредоточенным в 20—30-сантиметровом слое почвы, что связывают с геохимическим барьером, приуроченным к иллювиальному горизонту, а также с обогащением ^{137}Cs на уровне стояния грунтовых вод, из которых он поглощается почвой. По мнению авторов работы [40], повышенная миграция радионуклидов в почвах Полесской низменности связана с геохимическими и геологическими особенностями данной территории и свойствами почв: низким содержанием гумуса, кислой реакцией среды, невысокой сорбционной емкостью почв и т. д. Возможным механизмом миграции ^{137}Cs в верхнем слое (0—5 см) почв 30-километровой зоны может быть движение почвенных частиц, содержащих радионуклиды, за счет их биоперемешивания и просеивания [41].

По прогнозам ученых [17, 18, 21, 27, 31, 42, 43], исследовавших миграцию радионуклидов в почвах загрязненных регионов Украины, Беларуси и России, процесс вертикальной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr будет протекать крайне медленно в течение многих десятилетий. За период 1995—2005 гг. подвижность цезия должна снизиться на 20 % и стронция — на 40 % в верхнем слое почвы. Поэтому ожидать самоочищения почвы в ближайшее время нет оснований, ^{137}Cs и ^{90}Sr будут представлять по-прежнему серьезную опасность в отношении загрязнения растений и сельскохозяйственной продукции.

С точки зрения дальнейшей миграции радионуклидов и их вовлечения в биологический круговорот веществ сорбция почвами имеет двоякое значение. С одной стороны, почва, поглощая ^{137}Cs и ^{90}Sr , снижает их доступность растениям, а с другой — закрепление радионуклидов почвой в верхнем корнеобитаемом слое растений в известной мере способствует их поглощению растениями и, следовательно, накоплению в сельскохозяйственной продукции.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение	3
Глава 1. Поглощительная способность почв.	7
1.1. Роль почв в миграции радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr	9
1.2. Основные закономерности поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах	14
1.3. Влияние физико-химических свойств почв на их сорбционную способность по отношению к ^{137}Cs и ^{90}Sr	20
1.4. Особенности поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr в растения	23
1.5. Пути снижения поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr из почв растения	29
1.6. Сорбционная способность дерново-подзолистых почв. по отношению к ^{90}Sr и ^{137}Cs	45
1.6.1. Определение характеристик селективной сорбции ^{137}Cs почвами	54
Глава 2. Сорбционные свойства природного органического и минерального сырья	57
2.1. Сапропели — природное органическое сырье	57
2.1.1. Ресурсы сапропелевого сырья в Республике Беларусь.	61
2.1.2. Химический состав сапропелей	63
2.1.3. Физические и агрохимические свойства сапропелей	68
2.1.4. Перспективы применения сапропелей в качестве сорбента радионуклидов	71
2.1.5. Исследование сорбции и десорбции ^{137}Cs и ^{90}Sr образцами сапропелей различного типа	90
2.2. Природные неорганические сорбенты	100
2.2.1. Общие сведения	100
2.2.2. Адсорбционная способность природных сорбентов	105
2.2.3. Сорбция ^{137}Cs и ^{90}Sr некоторыми природными сорбентами.	107
2.3. Трепел — природный неорганический сорбент	115
2.3.1. Сорбция и десорбция ^{137}Cs и ^{90}Sr трепелом	116
2.3.2. Сорбция радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr с использованием композиций на основе модифицированного трепела	125
2.3.3. Соосаждение радиоактивных загрязнений трепелом.	127

<i>Глава 3. Сорбционные свойства промышленных отходов</i>	130
3.1. Гидролизный лигнин — отход гидролизной промышленности	130
3.1.1. Физико-химические свойства гидролизного лигнина.	132
3.1.2. Применение гидролизного лигнина	134
3.1.3. Сорбционная способность гидролизного лигнина в отношении ^{137}Cs	140
3.1.4. Сорбционная способность гидролизного лигнина в отношении ^{90}Sr	150
3.2. Глинисто-солевые шламы	154
3.2.1. Физико-химические свойства глинисто-солевых шламов	155
3.2.2. Способы утилизации шламовых отходов	157
3.2.3. Характеристика сорбционной способности глинисто-солевых шламов	160
 <i>Глава 4. Пути рационального использования природного сырья и промышленных отходов для решения проблемы реабилитации почв, загрязненных радионуклидами.</i>	 165
4.1. Органоминеральные сорбенты на основе природного органического и минерального сырья и промышленных отходов	165
4.1.1. Физико-химические и агрохимические свойства органоминеральных композиций	170
4.1.2. Сорбционные свойства органоминеральных композиций в отношении ^{137}Cs и ^{90}Sr	173
4.1.3. Прогнозная оценка эффективности снижения подвижности ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве при внесении в нее органоминеральных композиций	176
4.2. Перспективы использования органоминеральных смесей для проведения дезактивации и реабилитации почв, загрязненных радионуклидами	179
4.2.1. Ядерные аварии и катастрофы и необходимость проведения работ по дезактивации и реабилитации загрязненных почв и территорий	179
4.2.2. Чернобыльская авария и ее масштабы в Беларуси	181
4.2.3. Практический опыт по преодолению последствий Чернобыльской аварии в Беларуси	182
 Заключение	 190
Литература	195

Научное издание

Москальчук Леонид Николаевич

**СОРБЦИОННЫЕ СВОЙСТВА
ОСНОВНЫХ ТИПОВ НОЧВ,
ПРИРОДНОГО СЫРЬЯ
И ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ**

Редактор *И. А. Старостина*

Художественный редактор *Т. Д. Царева*

Технический редактор *Т. В. Летьен*

Компьютерная верстка *Ю. А. Агейчик*

Подписано в печать 18.03.2008 г. Формат 60×84¹/₁₆. Бум. офсетная № 1. Гарнитура Таймс ЕТ. Усл. печ. л. 13,5. Усл. кр.-отт. 13,96. Уч.-изд. л. 13,0. Тираж 150 экз. Заказ 101.

Республиканское унитарное предприятие «Издательский дом «Белорусская наука». ЛИ 02330/0131569 от 11.05.2005 г. 220141, Минск, ул. Ф. Скорины, 40.

Отпечатано в РУП «Издательский дом «Белорусская наука».