

**ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ПОГЛОЩЕНИЕ УРАНА, РАДИЯ И ТОРИЯ РАСТЕНИЯМИ****Л.М. Шапошникова***Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар  
E-mail: shaposhnikova.l.m@ib.komisc.ru*

*Аннотация.* Представлен обзор данных литературы по проблемам биологического поглощения урана, радия и тория. Показано, что поглощение радионуклидов растительностью является результатом сложного взаимодействия большого числа факторов, связанных как с биологическими особенностями растений, так и влиянием внешних условий окружающей среды. В статье рассмотрены основные из этих факторов – физико-химические характеристики почвы, содержание и формы нахождения радионуклидов в них, видовое разнообразие растений и др.

*Ключевые слова:* уран, радий, торий, биологическое поглощение

Растительность играет большую роль в процессах миграции и перераспределения урана, радия и тория. Составляя доминирующую часть общей биомассы в большинстве природных ландшафтов, она способна поглощать и концентрировать радионуклиды, перемещать их из глубоких слоев к поверхности почвы, создавая при этом наблюдаемый избыток радионуклидов в типичных поверхностных почвенных горизонтах, а также участвовать в процессах трансформации их форм (Таскаев, 1978). В соответствии с современными представлениями переход радионуклидов из почвы в растение осуществляется в результате взаимодействия почвенно-химического и биологического, связанного с поглощением радионуклидов корневой системой растений из почвенного раствора, процессов (Роль..., 2005). На интенсивность этого перехода влияет множество факторов. К числу определяющих относят соотношение различных химических форм радионуклидов в среде произрастания, ее физико-химические свойства, а также индивидуальные физиологические особенности растений (Титаева, 1983; Тяжелые..., 1990).

Поглощение разных элементов из почвы происходит избирательно, что связано, по-видимому, с той ролью, которую элемент играет в метаболизме растений. Механизм поглощения радионуклидов растениями на сегодняшний день до конца остается неясным (Chao, 2011). В целом их поступление подобно усвоению необходимых питательных веществ. Отличие заключается в том, что радионуклиды в сравнении с элементами питания содержатся в почве в предельно низких концентрациях. Известно, что некоторые из радионуклидов в следовых количествах могут быть ассимилированы вместе с необходимыми для растений аналогами (Тяжелые..., 1990; Chao, 2011). С точки зрения физиологии растений переход радионуклида из почвенного раствора можно разбить на две стадии: сорбция из почвенного раствора на корневом обменном комплексе клеточной стенки и его перенос через мембрану растительной клетки (Юрин, 1991). Транспорт почвен-

ного раствора и растворенных в нем веществ осуществляется по апопласту – внеклеточной структуре, составленной клеточными стенками и межклетниками. С апопластом связаны катионообменные свойства корня, играющие важную роль на первом этапе усвоения радионуклидов (Роль..., 2005). В целом, растения легче всего извлекают металлы, находящиеся в почвенном растворе в виде свободных ионов и растворимых комплексов, могут извлекать ионы металлов, связанные с ионообменными группами минерального вещества почвы и адсорбированные на неорганических почвенных составляющих. Труднодоступными для растений являются металлы, связанные с органическим веществом, а также осажденные или нерастворимые их соединения, особенно оксиды, карбонаты и гидроксиды (Прикладная..., 2012).

После проникновения в корневую систему радионуклиды способны транспортироваться в наземные части растений. Количество радионуклидов, переходящих в верхние части растений, видоспецифично, в самой структуре растения распределение радионуклидов неодинаково (Титаева, 1983; Оруджева, 2007; Shahandeh, 2002; Shtangeeva, 2004; Chen, 2005; Uptake..., 2005; Uranium..., 2005). Уран и торий относятся к элементам акропетального типа распределения, т.е. в старых многолетних органах и тканях растений содержание радионуклидов значительно выше, чем в молодых. Это наблюдается как у травянистых, так и древесно-кустарниковых растений (Асварова, 2008). Показано, что в надземной массе различных видов полыни, относящихся к семейству сложноцветных,  $^{238}\text{U}$  накапливается, как правило, в четыре-семь раз меньше, чем в корнях (Титаева, 1983). Мобильность  $^{238}\text{U}$  в растительной ткани ограничена тем, что он имеет тенденцию сорбироваться на клеточной стенке, следовательно, его концентрация обычно выше в ткани, расположенной в нижней части растения (Sheppard, 1988; Shahandeh, 2002). Согласно А.Л. Ковалевскому (Ковалевский, 1973), накопление  $^{238}\text{U}$  на поверхности корней обусловлено перехо-

дом в восстановительной среде растворимого U(VI) в нерастворимый U(IV). Часть  $^{238}\text{U}$  при этом выделяется в прикорневой зоне почв в виде вторичных минералов. При переходе от корня в стебель активность радия также уменьшается. N. Hu с соавторами (Vegetation..., 2014), исследовав более 80 различных видов растений, произрастающих на урановом хвостохранилище в Южном Китае, обнаружили, что только в девяти из них содержание радия в наземных частях было выше, чем в корнях. В это число попали папоротниковидные растения, некоторые виды злаковых и маковых.

Все растения способны в той или иной степени извлекать металлы из почв. В основе видовых различий содержания радионуклидов в растениях лежат их биологические особенности, в частности, длительность вегетации, тип корневой системы, глубина их залегания и пр. (Асварова, 2008). По способности поглощения растения разделяют на аккумуляторы (концентраторы), гипераккумуляторы, индикаторы. Концентраторы устойчивы к высоким концентрациям металлов и имеют тенденцию накапливать их в растительной ткани в повышенных количествах, гипераккумуляторы – в сверхвысоких концентрациях. Растения-индикаторы накапливают селективно отдельные металлы. Существует еще одна группа растений, в которых металлы содержатся в концентрациях более низких, чем их фоновое содержание в среде. Их относят к эксклюдерам (Прикладная..., 2012; Baker, 1981). Все описанное выше в полной мере относится и к радионуклидам. Способность растений накапливать радионуклиды можно характеризовать через коэффициент биологического поглощения (КБП), равный отношению его концентраций в золе растений и почве. Наиболее интенсивно растения поглощают радий, КБП которого часто больше единицы. Далее в порядке убывания идут уран и торий. В естественных условиях содержание урана в золе наземных частей растений находится в пределах  $n \cdot 10^{-8}$ – $n \cdot 10^{-6}$  г/г, тория –  $n \cdot 10^{-7}$ – $n \cdot 10^{-5}$  г/г, радия –  $n \cdot 10^{-12}$ – $n \cdot 10^{-11}$  г/г (Тяжелые..., 1990). Концентрация элементов в растительной ткани может сильно различаться во времени, например, в течение вегетационного периода (Myung, 1997; Otero, 2002). Наиболее значительное накопление радионуклидов наблюдается в период интенсивного роста растения (Условия..., 1972).

В литературе накоплено большое количество информации о видовых особенностях в поглощении радионуклидов. Так, высокой аккумуляющей способностью в отношении урана выделяются мхи. Показано, что в тундровой и таежной зонах высокие значения КБП (0.4-6.9) характерны для ракомитриума шерстистого (*Racomitrium lanuginosum*) (Титаева, 1983). У плеврозиума Шребери (*Pleurozium schreberi*) и сфагнума (*Sphagnum* sp.), произрастающих в северной подзоне

тайги в условиях радиоактивного загрязнения, КБП урана по сравнению с травянистыми, древесными и кустарничковыми видами растений также были значительно выше и составили 0.06-1.10 и 0.52-2.56 соответственно (Носкова, 2010a). Мхи по сравнению с другими жизненными формами растений хорошо накапливают и торий, хотя в меньшей степени, чем уран. К числу накопителей урана и тория можно отнести и лишайники (Титаева, 1983; Поведение..., 1996; Анисова, 2008). Среди мхов высоким поглощением урана характеризуются виды, обитающие в воде (Рачкова, 2010; Uranium..., 2016), при этом у водной растительности выявлена избирательная способность накапливать уран в больших количествах по сравнению с радием и торием (Титаева, 1983). Такие виды, как мох ключевой (*Fontinalis antiperetica*), варнсторфия бесколечковая (*Warrstorfia exannulata*), дрепанокладус крючковидный (*Drepanocladus aduncus*) отличались аккумуляющей способностью к урану в условиях водоемов, приуроченных к радиоактивным аномалиям. При этом показано, что гидрофиты характеризуются непрочным поглощением урана в своей биомассе и, участвуя в биогенной миграции, не вносят заметного вклада в его концентрирование в водоемах (Рачкова, 2013).

Уран хорошо накапливают многолетние древесные и кустарниковые виды, среди которых выделяются береза карликовая (*Betula nana*), багульник стелющийся (*Ledum decumbens*), можжевельник обыкновенный (*Juniperus communis*) (Титаева, 1983). У рябины (*Sorbus aucuparia*) и ели (*Picea obovata*) в условиях радиоактивного загрязнения КБП урана достигали 0.76 и 0.40 (Носкова, 2010b). Аккумулярующие способности по отношению к урану наблюдались у рододендрона кавказского (*Rhododendron caucasicum*) и можжевельника казацкого (*Juniperus sabina*). Последние хорошо накапливают и торий, коэффициенты его биологического поглощения для данных видов растений достигали значений больше единицы (Асварова, 2008).

Хорошими концентраторами урана являются подсолнечник (*Helianthus annuus*), который считается гипераккумулятором тяжелых металлов, и индийская горчица (*Brassica juncea*) (Removal..., 1997; Shahandeh, 2002). Способности к накоплению урана наблюдали у разных видов полыни (Современное..., 2013; Асварова, 2014), кермека Мейера (*Limonium meyeri*), кохии стелющейся (*Kochia prostrata*), бассии волосистой (*Bassia hirsuta*), лебеды татарской (*Atriplex tatarica*) (Асварова, 2014). Высокую степень накопления урана и тория показали некоторые виды камнеломок (*Saxifraga dinikii*, *S. exarata*, *S. carinata*), манжеток (*Alchemilla caucasica*, *A. sericea*), овсяниц (*Festuca sulcata*, *F. varia*, *F. ovina*, *F. pratensis*) (Асварова, 2008).

Высоким поглощением радия отличаются некоторые виды древесных растений. К числу его гипераккумуляторов можно отнести березу (*Betula pubescens*, *B. pendula*) и рябину (*Sorbus aucuparia*) (Груздев, 1972; Носкова, 2010б; Comparison..., 2007). Так, степень накопления  $^{226}\text{Ra}$  листьями рябины в условиях радиоактивного загрязнения может превышать его концентрацию в корнеобитаемом слое почв более чем в 1000 раз, листьями березы – в 399 раз (Носкова, 2010б). Среднее содержание радия в смешанном листовном опаде в этих же условиях может составлять 207 Бк/м<sup>2</sup> (Шапошникова, 2015), что говорит о весомом вкладе древесной растительности в миграционные процессы радионуклида, а также о возможных вторичных загрязнениях листвой деревьев. Интересно также отметить, что береза и рябина имеют высокую степень накопления  $^{90}\text{Sr}$  (Рачкова, 2015), который является химическим аналогом радия и имеет похожие с ним свойства. Высокую степень накопления радия имеют кустарнички, в частности, представители вересковых (*Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*) (Титаева, 1983; Носкова, 2010а). Хорошая избирательная способность к радию выявлена у разных видов багульника, широко распространенных в тундровой, горно-тундровой и горно-лесной зонах (Титаева, 1983). К числу аккумуляторов радия можно отнести папоротниковидные растения, в частности, такие виды, как кочедыжник женский (*Athyrium filix-femina*), птерис многораздельный (*Pteris multifida*), орляк обыкновенный (*Pteridium aquilinum*), щитовник (*Dryopteris scottii*) (Титаева, 1983; Vegetation..., 2014).

Травянистая растительность, в отличие от древесно-кустарниковой, поглощает радий в значительно меньшей степени. При этом среди травянистых растений радий хорошо поглощают бобовые, гераниевые, лютиковые, розоцветные, сложноцветные. Злаки и осоки характеризуются более низким поглощением радионуклида (Шапошникова, 2015). Возможным механизмом, определяющим различия в поглощении радия представителями данных семейств, является разница в катионообменной способности их корней. Известно, что катионообменная емкость корней двудольных растений почти в два раза выше в сравнении со злаками, а виды растений с высокой катионообменной емкостью корней поглощают из почвенного раствора больше катионов кальция (Мейчик, 2014; Haynes, 1980; Grignon, 1991). Радий является химическим аналогом кальция и легко вступает в реакции ионного обмена (Тяжелые..., 1990). Исходя из вышесказанного, поглощение радия однодольными растениями, к числу которых относятся злаки и осоки, может быть ниже, чем поглощение рассмотренными выше двудольными. Невысокие значения по содержанию радия у осоковых и злаковых отмечены и в других зонах радиоактивного загрязнения, при

этом растения данных семейств рекомендованы для процессов фитостабилизации, так как способны минимизировать вторичное загрязнение (Vegetation..., 2014).

Помимо видовых особенностей роль в биологическом поглощении радионуклидов могут играть и другие факторы. Так, поглощение радионуклидов растительностью в значительной степени зависит от содержания элемента в среде произрастания. Уже в ранних работах показано (Ковалевский, 1969; Титаева, 1983), что поглощение урана и тория из почв с повышенным его содержанием во многом определяется наличием у растений физиологического барьера, препятствующего поглощению значительных весовых количеств радионуклидов. Для радия этот предел обычно не наблюдается, а его накопление растениями происходит пропорционально содержанию подвижных форм элемента в почве. Позже, при исследовании накопления радия капустой (*Brassica oleracea*), было показано, что распределение радионуклида с высокой долей вероятности подчиняется степенной функции (Soil..., 1988). Изучение поглощения урана и радия различными видами растений в почве с широким диапазоном их концентраций (три-четыре порядка) показало, что величина КБП может быть аппроксимирована убывающей степенной функцией  $КБП = aC_n^{-b}$ . Снижение КБП при высоких концентрациях радионуклидов в почве может быть связано со снижением их форм, доступных для растений, так как даже при очень высоких концентрациях абсолютное количество подвижных форм радиоактивных элементов в почве остается низким (Носкова, 2010а).

Подвижность радионуклидов зависит от биоклиматических условий и направления почвообразовательного процесса. При этом она в значительной степени определяется физико-химическими характеристиками почвы. К числу важных показателей относят содержание органического вещества, присутствие комплексообразователей, кислотность почвенного раствора и др. (Русанова, 1972). В содержании и распределении различных физико-химических форм радионуклидов можно выделить общие закономерности. Так, вклад водорастворимой и обменной форм является наименьшим для всех радионуклидов и типов почв. Основная доля урана, тория и радия в почвах (50% и более) находится в прочносвязанной и связанной с полуторными оксидами формах. Торий является наименее подвижным. Количество его прочносвязанных и связанных с полуторными оксидами соединений составляет 80%. Доля малоподвижных соединений урана несколько ниже – 60-80%. Радий характеризуется более высоким содержанием подвижных соединений. Сумма его водорастворимых, обменных и кислоторастворимых форм составляет около 40%, прочносвязанных и связанных с полуторными окси-

дами – 50-60% (Тяжелые..., 1990). Связь между содержанием подвижных форм урана в почвах и растениях линейна, что показано на примере типчака и манжетки кавказской. При этом установлена количественная связь подвижных форм урана с такими физико-химическими характеристиками почвы, как рН, содержание гумуса и обменных катионов  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$  (Асварова, 2008). В случае радия содержание его подвижных форм в почве также может быть связано с изменениями ее актуальной и гидролитической кислотности и содержанием ионов кальция (Шапошникова, 2016).

Биологическое поглощение радионуклидов из разных типов почв может варьировать в широких пределах, что в значительной степени определяется их сорбционными свойствами. Считается, что коэффициенты накопления урана растениями уменьшаются в ряду песчаные > суглинистые > глинистые почвы (Sheppard, 1988; Mortvedt, 1994), т.е. в песчаных почвах уран обладает большей миграционной способностью, нежели в почвах более тяжелого гранулометрического состава. Подвижность урана может быть ограничена образованием малорастворимых комплексов и адсорбцией на гидроксидах железа и марганца, органическом веществе и глине (Uranium..., 1996; Navas, 2002; Shahandeh, 2002; Effects..., 2007; Can..., 2007a, b). Обогащение почвы калием также ингибирует прочное поглощение урана в поглощающем комплексе, а повышенное содержание серы, напротив, интенсифицирует сорбцию урана, что, вероятно, связано участием сульфидов и сероводорода в процессах восстановления U(VI) до U(IV) (Рачкова, 2006). Присутствие фосфатов в почве может вызвать осаждение стабильных малорастворимых уранил-фосфатных комплексов, в результате чего происходит снижение его поглощения растениями (Тяжелые..., 1990; Shahandeh, 2002; Uptake..., 2005; Effects..., 2006; Can..., 2007b). В работе Эббса и его коллег (Ebbs, 1998a) показано, что добавление фосфора в гидропонику при рН 5 снижает доступность урана горошку (*Pisum sativum*) более чем на 50%. Таким образом, если в почвенном растворе преобладают фосфаты, сульфаты или гидроксиды уранила, то доступность урана растениям, а следовательно, и коэффициенты его накопления растениями могут снижаться.

Водородный показатель – один из наиболее важных параметров, объясняющий вариации, наблюдаемые в концентрации урана в почвенном растворе. Это связано с тем, что рН влияет на изменение форм нахождения элементов. Изучение поглощения урана разными типами почв в зависимости от кислотности среды показало, что минимальное поглощение урана дерново-подзолистой почвой приходится на рН 2-3, максимальное (97-98%) – на рН 5-8. При дальнейшем изменении активной реакции растворов концентра-

ция урана в почве снижается. Поглощение урана дерново-луговой почвой в общих чертах повторяет этот процесс (Овченков, 1974). Показано, что аккумуляция урана побегами гороха (*Pisum sativum*), произрастающего в питательной среде при рН 6 и 8, меньше на 20 и 5% соответственно, чем поглощение радионуклида при рН 5 (Ebbs, 1998b). При значениях рН < 5 радионуклид в почвенном растворе находится в основном в форме свободного уранил-иона  $\text{UO}_2^{2+}$ . В такой среде коэффициенты накопления урана растениями наиболее высокие. К примеру, у манжетки кавказской, произрастающей на горно-луговых дерновых почвах, максимальное накопление урана наблюдалось при рН 4.9, а с возрастанием рН накопление радиоактивного элемента снижалось (Асварова, 2008). При рН 6 уран находится преимущественно в виде коллоидных частиц. В почвах с нейтральным и щелочным рН присутствие карбонат-иона индуцирует образование стабильных хорошо растворимых уранил-карбонатных комплексов, в основном нейтральных или отрицательно заряженных, которые минимизируют сорбцию урана почвенными частицами и увеличивают его мобильность (Тяжелые..., 1990; Can..., 2007b).

Поглощение тория растениями, произрастающими на песчаных почвах, по сравнению с глинистыми также выше. Значительное влияние на подвижность тория оказывает органическое вещество почвы (Sheppard, 1989; Тяжелые..., 1990). Так, в светло-каштановых почвах с низким содержанием физической глины и гумуса происходит увеличение поступления тория и урана в растения (Асварова, 2014). Кислотность почвы также влияет на биологическое поглощение радионуклида. Показано, что корреляция КБП тория с кислотностью почвенной среды отрицательная (Швецов, 2011). При значениях рН выше 3.2 ион тория гидролизует, а гидроксильные комплексы включаются в сорбционные процессы. Сорбция тория на глине, оксидах и органическом веществе увеличивается с ростом рН и останавливается при достижении рН 6.5 (Syed, 1999). Поглощение радионуклида растениями при этом вероятней всего будет снижаться.

Таким образом, чем ярче выражены процессы аккумуляции радионуклидов почвами, тем ниже их КБП и наоборот. Наибольшая интенсивность поступления в биогенный цикл урана и тория наблюдается в районах, где преобладают минерально-обломочные формы радионуклидов. Там, где радионуклиды в основном аккумулярованы в органо-минеральном комплексе почв, они менее доступны для растений (Асварова, 2008). К примеру, для районов горной тундры и средней тайги, где в почвах преобладают минерально-обломочные формы урана, значения его КБП составили 0.21 и 0.17 соответственно. Для горно-тундровых и горно-лесных ландшафтов Северного Урала среднее значение КБП было суще-

ственно ниже (0.08) из-за аккумуляции урана органическим веществом почв в процессе его водной миграции (Титаева, 1983).

В то же время органические вещества из-за сложности и многообразия своего состава оказывают неоднозначное действие на поведение радионуклидов в почвах. Обладая коллекторными свойствами и одновременно модифицируя поглотительные способности других сорбентов, они также образуют подвижные комплексные соединения с радионуклидами, при этом повышая их мобильность (Рачкова, 2006). Так, органоминеральные комплексные соединения с фульвокислотами являются одной из наиболее значимых миграционноспособных форм тория в почвах средней тайги. Для почв горной тундры в этом отношении наиболее важны подвижные гуминовые соединения (Шуктомова, 1986). Н. Vandenhove с коллегами (Proposal..., 2009), проанализировав огромное количество работ по накоплению естественных радионуклидов различными видами растений в зависимости от типа почв, наблюдали наибольшие коэффициенты накопления урана для растений, произрастающих на органических почвах, что связали с возможностью образования растворимых урано-органических комплексов, например, благодаря присутствию фульвокислот. Показано также, что связывание урана в малоадсорбируемый уранфульватный комплекс способно полностью подавить поглощение радионуклида глинистыми компонентами почв (Корнилович, 2001; Рачкова, 2006).

Растения, произрастающие на глинистых и органических почвах, демонстрируют более низкие значения коэффициентов накопления радия, что частично подтверждается отрицательной корреляцией между коэффициентами накопления радия и содержанием органического вещества в почве, на песчаных и суглинистых – наиболее высокие (Русанова, 1972; Тяжелые..., 1990; Proposal..., 2009). Органическое вещество обладает хорошими сорбционными свойствами по отношению к радью, а обогащение радием глинистых почв связано со свойством радионуклида сорбироваться на поверхности тонкодисперсных глинистых частиц (Виноградов, 1957; Рубцов, 1974; Simon, 1987), в частности, минералов группы смектита и иллита (Носкова, 2015). Кислотность почвенного раствора также значительно влияет на сорбцию радионуклида. Так, минимальное поглощение  $^{226}\text{Ra}$  всеми горизонтами подзолистой почвы наблюдается при pH 1. При pH 8-10 сорбция приближается к 100% (Гиль, 1980). Обнаружена отрицательная корреляция между коэффициентами накопления радия и значениями pH, между содержанием радионуклида в растительности и катионо-обменной емкостью почвы (Русанова, 1972; Hewamanna, 1988; Gerzabek, 1998; Vandenhove, 2007; Proposal..., 2009, Radium..., 2009).

Считается, что радий, находясь в почвах в ультрамикроразнообразиях, не способен образовывать самостоятельную твердую фазу в процессе химических реакций, а следует за своими стабильными носителями (Виноградов, 1957). Поведение  $^{226}\text{Ra}$  в почве и системе почва-растение в значительной степени контролируется другими элементами щелочноземельной группы. В частности, показана высокая корреляционная связь между коэффициентами накопления в растительности радия и бария. Установлено также, что поглощение радионуклида зависит от содержания в почве кальция и магния (Таскаев, 1978; Тяжелые..., 1990; Vandenhove, 2005; Uchida, 2007). Используя карбонат кальция для подщелачивания почвы, G. Tyler и T. Olsson (Tyler, 2001) наблюдали снижение концентрации бария в почвенном растворе, связанном с осаждением карбоната бария. Так как поведение  $^{226}\text{Ra}$  и Ba в системе почва-растение практически идентично, считается, что известкование будет провоцировать осаждение радиоактивного элемента и впоследствии уменьшать его доступность растениям. Добавление извести повышает также концентрацию в почве кальция и магния, которые играют важную роль в процессе роста и питания растений. Щелочноземельные металлы могут конкурировать между собой за адсорбционные центры на поверхности корня. Радий имеет преимущество в этой конкуренции из-за большого ионного радиуса. Поскольку в почвенном растворе он обычно представлен в предельно низких концентрациях, в присутствии щелочноземельных элементов в высоких концентрациях поглощение радия может подавляться (Поступление..., 1977; Тяжелые..., 1990; Radium..., 2009). Напротив, низкая доступность кальция в почве может вызвать антагонистический эффект поглощения радия и урана растительностью, что связано с нарушением гомеостатического равновесия в растении (Uptake..., 2005).

Суперфосфат в обычных дозах увеличивает подвижность радия и способствует его накоплению растениями, что объясняется образованием кислых фосфатов радия с достаточной подвижностью и растворимостью (Русанова, 1972). Радий способен соосаждаться с сульфатами бария, стронция и свинца, фосфатами кальция и алюминия, водными оксидами железа, оксалатом и фосфатом тория (Титаева, 2005), вследствие чего его подвижность в почве и доступность растениям могут снижаться. Показано, что степень поглощения радионуклида растениями увеличивается при наличии в почве хорошо растворимых хлоридов и бромидов радия, а также при условии непосредственного проникновения корней растений в места концентрирования радионуклида (Baker, 2005).

Таким образом, представленные в литературе материалы указывают на то, что корневое погло-

щение радионуклидов является сложным многофакторным процессом, связанным как непосредственно с биотой, так и с влиянием внешних условий окружающей среды. В основе видовых различий в поглощении радионуклидов лежат биологические особенности растений. При этом в зависимости от видовой принадлежности поглощение радиоактивных элементов может значительно изменяться. К числу гипераккумуляторов радия относят отдельные виды древесной и кустарничковой растительности, а также некоторые виды папоротников. Аккумулирующими свойствами в отношении урана и тория выделяются мхи и лишайники.

Почвы являются важнейшим биогеохимическим барьером для перехода радионуклидов в растительность. Тип почвы, ее физико-химический, механический, минералогический составы значительно воздействуют на степень и прочность поглощения и последующую десорбцию радионуклидов, что в свою очередь оказывает влияние на их биологическую доступность. В целом, для всех рассмотренных радионуклидов характерно снижение биологического поглощения при переходе от почв более легкого к почвам более тяжелого гранулометрического состава, что обусловлено свойством радионуклидов сорбироваться на поверхности тонкодисперсных глинистых частиц. Значение также имеет органический состав почв.

Если видоспецифичность растений в накоплении радионуклидов – фактор относительно постоянный, то любые изменения в физико-химических параметрах почв могут существенно изменить интенсивность аккумуляции радиоактивных элементов в ту или иную сторону, что делает показатели биологического поглощения сложнопрогнозируемыми параметрами. Понимание данных механизмов может упростить их использование при построении различных радиоэкологических моделей, а также позволить контролировать накопления радионуклидов биомассой растений, к примеру, применением органических и минеральных удобрений. Так, минимизация биопоглощения необходима в случае выращивания сельскохозяйственной продукции, а ее увеличение может являться важным требованием при фитоэкстракции радионуклидов, интерес к которой в литературе достаточно высок (Галиулин, 2003; Vandenhove, 2006; Comparison..., 2007; Effect..., 2016). В связи с последним фактом актуальным остается поиск растений-гипераккумуляторов радионуклидов.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Программы Президиума РАН № 15-2-4-26.*

#### ЛИТЕРАТУРА

Анисова, Ж. М. Природные изотопы урана в почвах и растениях сосновых лесов Минской возвышенности / Ж. М. Анисова, Б. И. Якушев. – Минск : Белорусская наука, 2008. – 163 с.

Асварова, Т. А. Содержание урана и тория в доминирующих видах растений Центрального Кавказа / Т. А. Асварова // Юг России: экология, развитие. – 2008. – № 2. – С. 38–44.

Асварова, Т. А. Уран и торий в растениях Терско-кумской низменности / Т. А. Асварова, Г. Н. Гасанов, А. С. Абдулаева // Вестник ТГУ. – 2014. – Т. 19, вып. 5. – С. 1634–1637.

Виноградов, А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах / А. П. Виноградов. – Москва : Изд-во АН СССР, 1957. – 238 с.

Галиулин, Р. В. Фитоэкстракция тяжелых металлов из загрязненных почв / Р. В. Галиулин, Р. А. Галиулина // Агрохимия. – 2003. – № 3. – С. 77–85.

Гиль, Т. В. Влияние pH среды на поглощение радия типичной сильноподзолистой почвой (в экспериментальных условиях) / Т. В. Гиль // Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. – Сыктывкар, 1980. – С. 58–64. – (Труды Коми филиала АН СССР ; № 46).

Груздев, Б. И. Естественные и искусственные радиоактивные элементы в растениях некоторых природных биогеоценозов северо-востока европейской части СССР : автореф. ... канд. биол. наук / Б. И. Груздев. – Москва, 1972. – 12 с.

Ковалевский, А. Л. Основные закономерности формирования химического состава растений / А. Л. Ковалевский // Биогеохимия растений – 1969. – С. 6–29. – (Труды Бурятского института естественных наук. Серия биологическая ; Вып. 2).

Ковалевский, А. Л. О физиологических барьерах поглощения у растений по отношению к большим концентрациям урана в питающей среде / А. Л. Ковалевский // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений : материалы Всесоюзного симпозиума. – Сыктывкар, 1973. – С. 92–94.

Корнилович, Б. Ю. Влияние фульвокислот на взаимодействие U(VI) с глинистыми компонентами почв / Б. Ю. Корнилович, Г. Н. Пшинко, Л. Н. Спасенова // Радиохимия. – 2001. – Т. 43, № 5. – С. 404–407.

Мейчик, Н. Р. Современные проблемы минерального питания растений (физико-химический подход) [Электронный ресурс] / Н. Р. Мейчик, И. П. Ермаков // Экологическая физиология водных фототрофов : распространение, запасы, химический состав и использование : материалы международной конференции : III Сабининские чтения, ч. 2. – 2014. – (Вопросы современной альгологии ; № 3S (7S)). – Режим доступа: <http://www.algology.ru/625>.

Носкова, Л. М. Моделирование процессов биологического поглощения урана и радия в условиях техногенного загрязнения / Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова, Ю. С. Симакова // Экология. – 2010а. – № 5. – С. 365–371.

Носкова, Л. М. Особенности распределения радия в техногенных почвах в зависимости от их физико-химических и минералогических характеристик / Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова // Геохимия. – 2015. – № 11. – С. 1043–1050.

Носкова, Л. М. Сравнительная оценка поглощения <sup>238</sup>U и <sup>226</sup>Ra травянистой и древесной растительностью в условиях техногенного загрязнения / Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2010б. – Т. 50, № 6. – С. 642–648.

Овченков, В. Я. Экспериментальное изучение поглощения радия и урана почвами / В. Я. Овченков, Н. А. Титаева, Ф. И. Павлоцкая // Вопросы радиозэкологии наземных биогеоценозов. – Сыктывкар : Коми филиал АН СССР, 1974. – С. 24–31.

Оруджева, Д. Р. Некоторые особенности накопления природных радионуклидов в разных органах рас-

тений, произрастающих в зоне повышенного радиационного фона / Д. Р. Оруджева, Э. С. Джафаров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47, № 2. – С. 241–246.

Поведение тяжелых естественных радионуклидов в техногенных ландшафтах Южной Якутии / Л. Н. Михайловская, И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева, В. Н. Позолотина // Экология. – 1996. – № 3. – С. 203–205.

Поступление  $^{226}\text{Ra}$  в растения и изменение его состояний в звене почва–надземная масса–опад / А. И. Таскаев, В. Я. Овченков, Р. М. Алексахин, И. И. Шуктомова // Почвоведение. – 1977. – № 2. – С. 42–48.

Прикладная эковиотехнология : учебное пособие : в 2 т. / А. Е. Кузнецов, Н. Б. Градова, С. В. Лущников, М. Энгельхарт, Т. Вайссер, М. Б. Чеботарева. – Москва : Бином. Лаборатория знаний, 2012. – 2-е изд. – Т. 2. – 485 с.

Рачкова, Н. Г. Миграция в почве и поглощение растениями продуктов мирного ядерного взрыва в Пермской области / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2015. – Т. 55, № 1. – С. 71–81.

Рачкова, Н. Г. Распределение урана по компонентам водных экосистем бассейна р. Печора / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // АНРИ. – 2010. – № 2. – С. 44–49.

Рачкова, Н. Г. Роль сорбентов в процессах трансформации соединений урана, радия и тория в подзолистой почве / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова. – Санкт-Петербург : Наука, 2006. – 146 с.

Рачкова, Н. Г. Сравнительный анализ миграционной способности концентрирования природного урана в экосистемах рек Печорского бассейна / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2013. – Т. 53, № 1. – С. 84–94.

Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н. И. Санжарова, А. А. Сысоева, Н. Н. Исамов, Р. М. Алексахин, В. К. Кузнецов, Т. Л. Жигарева // Российский химический журнал. – 2005. – Т. 49, № 3. – С. 26–34.

Рубцов, Д. М. Гумус и естественные радиоактивные элементы в горных почвах Коми АССР / Д. М. Рубцов. – Ленинград : Наука, 1974. – 74 с.

Русанова, Г. В. Содержание и закономерности распределения радия-226 в почвенном покрове района повышенной естественной дезактивации / Г. В. Русанова // Материалы радиоэкологических исследований в природных биогеоценозах. – Сыктывкар, 1972. – С. 32–64.

Современное состояние Иссык-кульской урановой радиобиохимической провинции / Б. М. Дженбаев, Б. Т. Жолболдиев, Б. К. Калдыбаев, Т. Э. Токтоева // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2013. – Т. 53, № 4. – С. 432–440.

Таскаев, А. И. Закономерности распределения и миграции изотопов U, Th, Ra и Rn в почвенно-растительном покрове района повышенной естественной радиации: диссертация кандидата биологических наук / А. И. Таскаев. – Сыктывкар, 1978. – 137 с.

Титаева, Н. А. Геохимия природных радиоактивных рядов распада / Н. А. Титаева. – Москва : ГЕОС, 2005. – 226 с.

Титаева, Н. А. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны / Н. А. Титаева, А. И. Таскаев ; отв. ред. В. И. Павлоцкая. – Ленинград : Наука, 1983. – 232 с.

Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Р. М. Бархударов, И. Я. Василенко, В. Ф. Дричко, Ю. А. Иванов, В. И. Маслов, К. И. Маслова, В. С. Никифоров, Г. Г. Поликарпов, О. Н. Попова, А. Н. Сироткин,

А. И. Таскаев, Б. В. Тестов, Н. А. Титаева, Л. Т. Февралева. – Москва : Наука, 1990. – 368 с.

Условия накопления радия растениями из почвы / П. П. Вавилов, И. Н. Верховская, О. Н. Попова, Р. П. Куданева // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. – Москва, 1972. – С. 95–103.

Шапошникова, Л. М. Особенности распределения урана, тория и радия в профиле техноподзолистой почвы / Л. М. Шапошникова, И. И. Шуктомова // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 6. – С. 48–52.

Шапошникова, Л. М. Последствия применения насыпного метода дезактивации на примере Радиевого промысла / Л. М. Шапошникова, И. И. Шуктомова // Экология. – 2015. – № 3. – С. 237–240.

Швецов, С. Г. Содержание и распределение урана и тория в растениях и почвах лесных фитоценозов юга Иркутской области / С. Г. Швецов, К. В. Иванова, А. Б. Хайдапов // Почва как связующее звено функционирования природных и антропогенно преобразованных экосистем : материалы III международной научно-практической конференции, 16–22 августа 2011 г., Иркутск. – Иркутск : Перекресток, 2011. – С. 209–213.

Шуктомова, И. И. Миграция и формы нахождения изотопов тория в почвенно-растительном покрове северо-востока европейской части СССР : автореф. ... канд. биол. наук / И. И. Шуктомова. – Обнинск, 1986. – 23 с.

Юрин, В. М. Регуляция ионного транспорта через мембраны растительных клеток / В. М. Юрин, А. И. Соколик, А. П. Кудряшов. – Минск : Наука и техника, 1991. – 271 с.

Baker, A. C. A review of the potential for radium from luminising activities to migrate in the environment / A. C. Baker, C. Toque // Journal of Radiological Protection. – 2005. – Vol. 25, N 2. – P. 127–140.

Baker, A. J. M. Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals / A. J. M. Baker // Journal of Plant Nutrition. – 1981. – Vol. 3. – P. 643–654.

Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 2: soil solution uranium concentration is not a good bioavailability index / H. Vandenhove, M. Van Hees, J. Wannijn, K. Wouters, L. Wang // Environmental Pollution. – 2007a. – Vol. 145 (2). – P. 587–595.

Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 1: effect of soil parameters on soil solution uranium concentration / H. Vandenhove, M. Van Hees, K. Wouters, J. Wannijn // Environmental Pollution. – 2007b. – Vol. 145 (2). – P. 577–586.

Chao, J. H. Accumulation of radium in relation to some chemical analogues in *Dicranopteris linearis* / J. H. Chao, C. Y. Chuang // Applied Radiation and Isotopes. – 2011. – Vol. 69. – P. 261–267.

Chen, S. B. Soil to plant transfer of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{232}\text{Th}$  on a uranium mining-impacted soil from southeastern China / S. B. Chen, Y. G. Zhu, Q. H. Hu // Journal of Environmental Radioactivity. – 2005. – Vol. 82 (2). – P. 223–236.

Comparison of  $^{226}\text{Ra}$  nuclide from soil by three woody species *Betula pendula*, *Sambucus nigra* and *Alnus glutinosa* during the vegetation period / P. Soudek, S. Petrova, D. Benesova, R. Tykva, R. Vankova, T. Vanek // Journal of Environmental Radioactivity. – 2007. – Vol. 97. – P. 76–82.

Ebbs, S. D. Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants / S. D. Ebbs, D. J. Brady, L. V. Kochian // Journal of Experimental Botany. – 1998a. – Vol. 49 (324). – P. 1183–1190.

Ebbs, S. D. The effect of acidification and chelating agents on the solubilization of uranium from contami-

- nated soil / S. D. Ebbs, W. A. Norvell, L. V. Kochian // *Journal of Environmental Quality*. – 1998b. – Vol. 27 (6). – P. 1486–1494.
- Effect of low molecular weight organic acids on the uptake of  $^{226}\text{Ra}$  by corn (*Zea mays* L.) in a region of high natural radioactivity in Ramsar/Iran / S. Nezami, M. J. Malakouti, A. B. Samani, M. G. Maragheh // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – Vol. 164. – P. 145–150.
- Effects of organic matter on the distribution of uranium in soil and plant matrices / A. J. Bednar, V. F. Medina, D. S. Ulmer-Scholle, B. A. Frey, B. L. Johnson, W. N. Brostoff, S. L. Larson // *Chemosphere*. – 2007. – Vol. 70 (2). – P. 237–247.
- Effects of phosphorus fertilization on the availability and uptake of uranium and nutrients by plants grown on soil derived from uranium mining debris / G. Rufyikiri, J. Wannijn, L. Wang, Y. Thiry // *Environmental Pollution*. – 2006. – Vol. 141 (3). – P. 420–427.
- Gerzabek, M. H. Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments / M. H. Gerzabek, F. Strebl, B. Temmel // *Environmental Pollution*. – 1998. – Vol. 99. – P. 93–103.
- Grignon, C. pH and ionic conditions in the apoplast / C. Grignon, H. Sentenac // *Ann. Rev. Plant Physiol*. – 1991. – Vol. 42. – P. 103–128.
- Haynes, R. J. Ion exchange properties of roots and ionic interactions within the root apoplasm: their role in ion accumulation by plants / R. J. Haynes // *Botanical Review*. – 1980. – Vol. 46. – P. 75–99.
- Hewamanna, R. Concentration and chemical distribution of radium in plants from monazite-bearing soils / R. Hewamanna, C. M. Samarkoon, P. A. V. N. Kurunaratne // *Environ. Exp. Plant Bot.* – 1988. – Vol. 28. – P. 137–143.
- Mortvedt, J. J. Plant and soil relationship of uranium and thorium decay series radionuclides – a review / J. J. Mortvedt // *Journal of Environmental Quality*. – 1994. – Vol. 23. – P. 643–650.
- Myung, C. J. Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea / C. J. Myung, I. Thornton // *Science of the Total Environment*. – 1997. – Vol. 198. – P. 105–121.
- Navas, A. Edaphic and physiographic factors affecting the distribution of natural gamma-emitting radionuclides in the soils of the Arnas cathment in the Central Spanish Pyrenees / A. Navas, J. Soto, J. Machin // *European Journal of Soil Science*. – 2002. – Vol. 53. – P. 629–638.
- Otero, X. L. Variation with depth and season in metal sulfides in salt marsh soils / X. L. Otero, F. Macias // *Biogeochemistry*. – 2002. – Vol. 61. – P. 247–268.
- Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po / H. Vandenhove, G. Olyslaegers, N. Sanzharova et al. // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100 (9). – P. 721–732.
- Radium and uranium levels in vegetables grown using different farming management systems / D. C. Lauria, F. C. A. Ribeiro, C. C. Conti, F. A. Loureiro // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – P. 176–183.
- Removal of uranium from water using terrestrial plants / S. Dushenkov, D. Vasudev, Y. Kapulnik, D. Gleba, D. Fleisher, K. C. Ting, B. Ensley // *Environment, Science and Technology*. – 1997. – Vol. 31. – P. 3468–3474.
- Shahandeh, H. Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium / H. Shahandeh, L. Hossner // *Water, Air and Soil Pollution*. – 2002. – Vol. 141. – P. 165–180.
- Sheppard, S. C. Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for uranium, thorium and lead / S. C. Sheppard, W. G. Evenden // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1988. – Vol. 8. – P. 255–285.
- Sheppard, S. C. Uptake of natural radionuclides by field and garden crops / S. C. Sheppard, W. G. Evenden, R. J. Pollock // *Canadian Journal of Soil Science*. – 1989. – Vol. 69. – P. 751–767.
- Shtangeeva, I. Phitoextraction of thorium from soil and water media / I. Shtangeeva, S. Ayrault // *Water, Air and Soil Pollution*. – 2004. – Vol. 154. – P. 19–35.
- Simon, S. L. The soil/plant concentration ratio for calcium radium, lead and polonium: evidence for non-linearity with reference to substrate concentration / S. L. Simon, S. A. Ibrahim // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1987. – Vol. 5. – P. 123–142.
- Soil to plant transfer of Radium-226 / A. O. Bettencourt, M. M. G. R. Teixeira, M. D. T. Elias, M. C. Faisca // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1988. – Vol. 6 (1). – P. 49–60.
- Syed, H. S. Comparison studies adsorption of thorium and uranium on pure clay minerals and local Malaysian soil sediments / H. S. Syed // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1999. – Vol. 241 (1). – P. 11–14.
- Tyler, G. Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming / G. Tyler, T. Olsson // *Plant and Soil*. – 2001. – Vol. 230. – P. 307–321.
- Uchida, S. Soil-to-crop transfer factors of radium in Japanese agricultural fields / S. Uchida, K. Tagami // *Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences*. – 2007. – Vol. 8 (2). – P. 137–142.
- Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil / V. A. Pulhani, S. Dafauti, A. G. Hegde, R. M. Sharma, U. C. Mishra // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – Vol. 79, N 3. – P. 331–346.
- Uranium accumulation in aquatic macrophytes in an uraniumiferous region: Relevance to natural attenuation / C. Cordeiro, P. Favas, J. Pratas, S. K. Sarkar, P. Venkatachalam // *Chemosphere*. – 2016. – Vol. 156. – P. 76–87.
- Uranium accumulation of cop plants enhanced by citric acid / P. Chang, K.-W. Kim, S. Yoshida, S.-Y. Kim // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2005. – Vol. 27. – P. 529–538.
- Uranium in the environment: occurrence, transfer and biological effects / D. Ribera, F. Labrot, G. Tisnerat, G.-F. Narbonne / *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* – 1996. – Vol. 146. – P. 56–89.
- Vandenhove, H. Can barium and strontium be used as tracers for radium in soil-plant transfer studies? / H. Vandenhove, T. Eyckmans, M. Van Hees // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – Vol. 81 (2–3). – P. 255–267.
- Vandenhove, H. Phitomanagement of radioactively contaminated sites / *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils* // eds.: J.-L. Morel, G. Echevaria, N. Goncharova. – Springer, 2006. – P. 191–228.
- Vandenhove, H. Predicting radium availability and uptake from soil properties / H. Vandenhove, M. Van Hees // *Chemosphere*. – 2007. – Vol. 69 (4). – P. 664–674.
- Vegetation composition and  $^{226}\text{Ra}$  uptake by native plant species at a uranium mill tailings impoundment in South China / N. Hu, D. Ding, G. Li, Ji. Zheng, L. Li, W. Zhao, Y. Wang // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – Vol. 129. – P. 100–106.



**MAIN FACTORS AFFECTING ACCUMULATION OF URANIUM, RADIUM AND THORIUM BY PLANTS****L.M. Shaposhnikova***Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar*

*Summary.* Literature data on the problems of biological uptake of uranium, radium and thorium are presented. It is shown that the uptake of radionuclides by plants is a result of a complex interaction of large number of factors related both to the biological characteristics of plants and to the influence of external conditions of environment. Specificity of many plant species in the radionuclides absorption is well known and published. Some species of wood-shrub vegetation, as well as ferns, are radium accumulators. Mosses and lichens are accumulators of uranium and thorium. Soils are the most important biogeochemical barrier for transition of radionuclides to plants. Soil type, its physical and chemical properties significantly influence sorption and subsequent desorption of radionuclides, which affects their bioavailability. In general, all the considered radionuclides are characterized by the decrease in biological uptake in transition from sandy to clayey soils. Organic composition of soils is also important. Any changes in physicochemical composition of soils can significantly change the biological uptake of radionuclides. It makes the coefficients of biological absorption difficult to predict parameters. Understanding these mechanisms can simplify their use in the construction of various radioecological models and allow us to control the accumulation of radionuclides by plants, for example, using organic and mineral fertilizers. Decrease in bioabsorption is necessary in the case of growing agricultural products, and its increase may be important requirement for the phytoextraction of radionuclides.

*Key words:* uranium, radium, thorium, biological uptake

---