

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

# **ЭКСТРЕМАЛЬНЫЕ ПРИРОДНЫЕ ЯВЛЕНИЯ И КАТАСТРОФЫ**

**Том II**

**ГЕОЛОГИЯ УРАНА,  
ГЕОЭКОЛОГИЯ, ГЛЯЦИОЛОГИЯ**

Москва  
2011

УДК 504.0  
ББК 26.2  
Г35

**Экстремальные природные явления и катастрофы** : в 2 т. / Отв. ред. А.О. Глико;  
ИФЗ РАН. – М. : ИФЗ РАН, 2010; 2011.

ISBN 978-5-91682-012-6

**Г35** Т. 2 : **Геология урана, геэкология, гляциология** / Отв. ред. В.М. Котляков, ИГ РАН;  
отв. сост. А.Л. Собисевич, ИФЗ РАН; – М. : ИФЗ РАН, 2011.

ISBN 978-5-91682-014-0

Во втором томе коллективной монографии изложены результаты теоретических и экспериментальных исследований, связанных с изучением актуальных проблем современной геологии урановых месторождений, геэкологии и гляциологии, имеющих целью обеспечение безопасности населения и важных промышленных объектов на территории Российской Федерации. Анализируются основные промышленно-генетические типы урановых месторождений; рассмотрены новые прогрессивные технологии добычи радиоактивных материалов; изучено поведение актинидов в условиях долгосрочного хранения и захоронения отработанного ядерного топлива. Полученные научные результаты отражают современные проблемы безопасности атомной энергетики.

Приведены новые научные данные, связанные с изучением эволюции Антарктического и арктических ледниковых покровов, от состояния которых зависит уровень Мирового океана. Достаточно внимания уделено геэкологическим проблемам Северного Кавказа. Анализируются уникальные данные, полученные при проведении глубокого кернового бурения ледника на Западном плато вулканической постройки Эльбруса.

Изучены наиболее опасные геэкологические процессы на территории РФ, которые могут привести к гибели людей, ранениям и потере здоровья, а также к значительным материальным ущербам; разработан специальный ГИС-проект, который является готовым к использованию продуктом со всеми элементами, присущими автоматизированной информационной системе специального назначения, содержащей развернутые базы данных.

Полученные новые научные результаты и разработанные технологии уже востребованы на практике.

Для специалистов в области наук о Земле, строительства и чрезвычайных ситуаций.

УДК 504.0  
ББК 26.2

The Volume II of the collective monograph presents the results of both theoretical and experimental studies of actual problems of modern geology of uranium deposits, geoecology and glaciology in order to mitigate issues on public safety and potentially hazardous industrial facilities and consequent risks on the territory of Russian Federation. Primary types of industrial uranium ore deposits are analysed, new progressive technologies of prospecting of radioactive materials are considered, the behaviour of actinides in long-time storages and nuclear waste burial sites are studied. The results obtained represent modern safety problems of nuclear power engineering.

New scientific data related to evolution of glaciers in Arctic and Antarctica governing the global level of world ocean are presented. Specific attention is paid to geoecological problems in Northern Caucasus. Genuine data gathered in the course of deep core drilling on the Western plateau of the Elbrus volcano.

Most significant hazardous geoecological processes on the territory of Russian Federation, threatening populated areas in terms of human health and injury, substantial property damage are studied. The specialized geographical information system (GIS) is the database driven product with high level of automation and it has been developed in frames of the actual research initiative.

The new fundamental scientific results obtained and the new technologies developed are of particular interest for practical applications.

The book will satisfy the needs of specialists in Earth sciences, industrial construction applications and hazard assessment.

ISBN 978-5-91682-014-0  
ISBN 978-5-91682-012-6

© Российская академия наук, 2011  
© Коллектив авторов, 2011

Б.И. Омельяненко, В.И. Величкин, С.В. Юдинцев

# ПОВЕДЕНИЕ АКТИНИДОВ В УСЛОВИЯХ ДОЛГОСРОЧНОГО ХРАНЕНИЯ И ЗАХОРОНЕНИЯ ОТРАБОТАННОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА

Учреждение Российской академии наук Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН

Наиболее общие рекомендации геологического плана по обеспечению безопасности долгосрочных хранищ ядерных материалов сводятся к их размещению в малопроницаемых породах в сейсмически стабильных блоках с низкой скоростью вертикальных движений, отсутствием вулканической активности и полезных ископаемых [Chapman, McKinley, 1988; Krauskopf, 1988; Лаверов и др., 2008]. При их сближении минимизируется вероятность разрушения хранилища, его вывод на поверхность процессами эрозии, захват и перенос радионуклидов магматическим расплавом, вскрытие горными выработками. Основным механизмом загрязнения окружающей среды становится вынос радионуклидов из хранилища подземными водами в растворенной или коллоидной форме. По мере хранения отработанного ядерного топлива (ОЯТ) его радиоактивность понижается (рис. 1). Поэтому, в случае утечки радионуклидов наиболее тяжелые экологические последствия могут возникнуть на ранней стадии хранения ОЯТ, когда в нем еще присутствуют коротко- и среднеживущие радиоизотопы, срок распада которых составляет 500–1000 лет. Современные технологии предусматривают необходимость изоляции высокоактивных материалов от воздействия подземных вод на указанный или более длительный период времени с помощью инженерных барьеров. К последним относятся бетонные емкости, коррозионно-стойкие контейнеры, оболочки ядерного топлива и бентонитовый буфер. Взаимодействие ОЯТ с подземными водами начнется лишь после утраты ими защитных функций. С этого момента главную угрозу для биосфера будут представлять актиниды, а единственным барьером на пути их миграции станет геологическая среда. Ниже проанализирована возможность обеспечения безопасности хранилищ ОЯТ за счет изоляционных свойств геологической среды.

## ОСОБЕННОСТИ ОЯТ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ УСЛОВИЯ ЕГО ХРАНЕНИЯ И ЗАХОРОНЕНИЯ

Основой ядерного топлива является тепловыделяющий элемент (ТВЭЛ), представляющий трубку из коррозионно-стойкого циркониевого сплава (или других материалов), заполненную таблетками диоксида урана ( $UO_2$ ) с содержанием  $^{235}U$  в несколько раз выше, чем в природной смеси изотопов урана. Находящиеся в ТВЭЛах таблетки имеют плотность 94–95 % от теоретического значения для  $UO_2$ . Размер зерен уранинита в них не превышает первых микрон. В процессе облучения в таблетках образуются трещины (рис. 2), что приводит к увеличению площади взаимодействия ОЯТ с подземной водой в случае разгерметизации. Уранинит служит матрицей для элементов, образующихся в процессе ядерной реакции. Одни нуклиды (Pu, Am, Cm, Np, Th, REE, Nb, Zr) занимают место в решетке уранинита, другие (Se, I, Cs, Sn, Sr) находятся в виде неструктурной примеси. Последние концентрируются в межзерновых швах и микротрещинах ОЯТ и даже в условиях устойчивости уранинита будут частично выщелачиваться при воздействии подземных вод, причем интенсивность утечки будет снижаться по мере обеднения элементами участков топлива, соприкасающихся с водами.

В соответствии с существующими технологиями долгосрочного хранения и захоронения ОЯТ должно находиться в металлических канистрах, размещаемых на глубине в сотни метров от поверхности в подземных горных выработках или скважинах. Инженерными барьерами согласно этим схемам служат бентонитовый буфер, канистра, капсулы и оболочки ТВЭЛОв (рис. 3). Эти барьеры должны воспрепятствовать доступу подземных вод к таблеткам уранинита



Рис. 1. Изменение радиоактивности тепловыделяющей сборки (ТВС) ОЯТ реактора PWR во времени [Brookins, 1984]

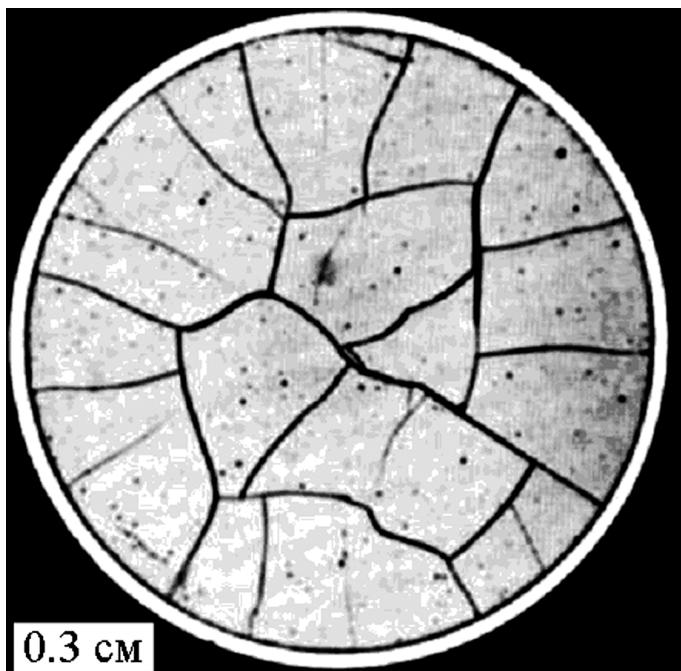


Рис. 2. Микротрещины, образующиеся в ядерном топливе в процессе облучения [Johnson, Shoesmith, 1988]

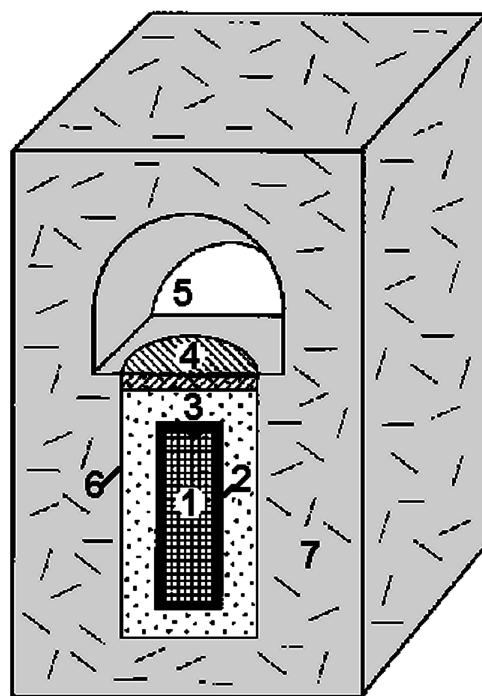


Рис. 3. Схема размещения ОЯТ в подземной горной выработке.  
1 – ОЯТ; 2 – металлическая канистра; 3 – бентонитовый буфер;  
4 – бетонная пробка; 5 – горизонтальная горная выработка;  
6 – ячейка; 7 – вмещающая горная порода

в течение 500–1000 лет. За это время произойдет распад коротко и среднеживущих радиоизотопов, после чего 98 % радиоактивности ОЯТ будет связано с Ru и Am. К тому моменту, когда единственным барьером останется геологическая среда, уровень безопасности хранилища ОЯТ в основном будет определяться интенсивностью утечки Ru и Am, а также особенностями их миграции в подземных водах. Так как Ru и Am находятся в виде изоморфной примеси в кристаллической решетке уранинита, то проблема устойчивости данного минерала имеет для безопасности хранилища решающее значение.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ РАСТВОРИМОСТИ ОЯТ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

Большое число экспериментов по взаимодействию природного и искусственного уранинита, ОЯТ и его имитаторов с подземными водами выполнено в окислительных условиях в связи с проектом захоронения отходов в хранилище Юкка Маунтин в Неваде, США [Waste form..., 1998]. В нем предполагается разместить 70 000 тонн ядерных материалов преимущественно в виде ОЯТ. Результаты экспериментов свидетельствуют о высокой растворимости ОЯТ в аэробных

условиях (до  $10^{-3}$  М/л) и высокой скорости утечки из него всех радионуклидов. В процессе взаимодействия с водой происходит окисление уранинита с поверхности, а также вдоль микротрещин и границ зерен, ширина межзернового пространства увеличивается и возрастает площадь взаимодействия, отщепляются частицы окисленного уранинита ( $UO_{2+x}$ ). В наиболее долгосрочных опытах на поверхности ОЯТ формируются вторичные фазы шестивалентного урана – хейвита, скупита, соддита и др. Очевидно, что если бы ОЯТ в хранилище Юкка Маунтин находилось в условиях непрерывного взаимодействия с подземными водами, то уранинит не смог бы исполнить роль консервирующей матрицы. Однако хранилище располагается в толще туфов выше уровня подземных вод в зоне аэрации. В течение нескольких сотен лет из-за повышенной температуры вода будет испаряться, не достигая ОЯТ. Лишь после снижения температуры до 90 °С возникнут условия для взаимодействия ОЯТ с водой. Предполагается также, что поступление воды будет происходить прерывисто и в малых объемах из-за ничтожного количества осадков в условиях засушливого климата. Таким образом, главным фактором, обеспечивающим безопасность хранилища Юкка Маунтин, является не низкая растворимость  $UO_2$ , а малое количество атмосферных осадков, выпадающих в районе могильника. Согласно расчетам, объем воды, который может взаимодействовать с упаковкой ОЯТ (3140 кг  $UO_2$ ), не превышает 20 л/год. Тем не менее, даже при таких условиях утечка  $^{129}I$ ,  $^{99}Tc$  и  $^{137}Cs$  каждый год может составить 0,1 % от их общего количества [Waste form..., 1998; Chen et al., 1999]. В отношении  $^{99}Tc$  приводятся и более высокие значения, достигающие 0,8 % в год [Finn et al., 1998]. Проблематично обеспечить в этих условиях изоляцию Np [Buck et al., 1998; Chen et al., 1999]. Высказываются серьезные сомнения в отношении возможности обеспечения безопасности хранилища Юкка Маунтин на длительный срок, причем окислительные условия являются основной причиной [Ewing, 2002]. Объем воды, взаимодействующей с ОЯТ, может существенно возрасти в результате изменения климата и других причин. Отметим, что Юкка Маунтин является единственным вероятным объектом хранения и захоронения ОЯТ, расположенным в аэробных условиях.

В восстановительных близнейтральных условиях уранинит характеризуется очень низкой растворимостью – концентрация U в растворе  $\leq 10^{-8}$  М/л. При этом ни температура, ни состав подземных вод не оказывают на нее заметного влияния [Johnson, Shoesmith, 1988; Red'kin et al., 1989]. Вопрос о том, в какой мере результаты исследований по растворимости природного уранинита можно переносить на ОЯТ, заслуживает дополнительного анализа. По структурным особенностям природный уранинит и диоксид урана, слагающий основу ОЯТ, аналогичны, но они существенно различаются по составу примесей, отношению O/U и радиоактивности. Зерна природного уранинита плотные, их границы плохо различимы

даже в электронном микроскопе. В ОЯТ наблюдаются многочисленные микротрещины (рис. 2), а границы между зернами в нем более широкие, чем в природном уранините.

Проведено значительное число экспериментов, позволяющих сопоставить растворимости природного уранинита и различных типов ОЯТ в воде и растворах в равновесии с гранитами, глинами, солями и другими породами. Их результаты свидетельствуют об устойчивости ОЯТ в восстановительных условиях [Johnson, Shoesmith, 1988]. Они также показали, что в аналогичных условиях растворимость природных уранинитов, имитаторов ядерного топлива и ОЯТ определяется одним порядком величины. Ее отличия для конкретных образцов в основном связаны со степенью их окисленности – растворимость тем выше, чем выше отношение O/U. В атмосфере аргона и азота растворимость ОЯТ в воде сильно зависит от степени его окисленности, причем для окисленного ОЯТ она в 10 раз выше, чем для не окисленного [Loida et al., 2001]. Авторы указывают на высокую вероятность окисления ОЯТ в процессе предварительного хранения. Существенное влияние на растворимость ОЯТ должны оказывать стальные канистры и продукты их коррозии. Так, в присутствии порошка железа растворимость окисленного ОЯТ понизилась в 20 раз. При этом концентрация радионуклидов в растворе стала соответствовать значениям, полученным в опытах по растворению в восстановительных условиях. В целом, результаты экспериментов свидетельствуют о том, что восстановительные условия являются надежной гарантией высокой устойчивости ОЯТ в геологической среде.

## ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ И КОНЦЕНТРИРОВАНИЯ АКТИНИДОВ В ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЕ

Кристаллические породы являются наиболее вероятной средой для сооружения хранилищ ОЯТ в России и в большинстве других стран. Из-за наличия трещин и возможности увеличения их количества под воздействием различных факторов обеспечить физическую изоляцию ОЯТ от подземных вод в кристаллических породах невозможно. В связи с этим наиболее вероятным механизмом загрязнения биосфера становится вынос актинидов из хранилища потоком подземных вод. Одним из главнейших факторов, влияющих на скорость и масштабы выноса радионуклидов из ОЯТ, является интенсивность водообмена. В соответствии с общепринятыми критериями, хранилища рекомендуется размещать в условиях затрудненного водообмена. Для оценки процессов взаимодействия подземной воды с ОЯТ в таких условиях наибольший интерес представляют долгосрочные эксперименты, в которых достигается постоянная концентрация радионуклидов

в растворе [Wilson, 1990<sub>1,2</sub>], а также результаты изучения ОЯТ после его взаимодействия с водой [Finn *et al.*, 1997]. Преобразование ОЯТ начинается с окисления уранинита, сопровождающегося расширением границ между зернами и отслаиванием от поверхности мельчайших частиц  $UO_{2+x}$ . В дальнейшем в разрыхленных окислением участках и на поверхности ОЯТ формируются вторичные фазы уранила, замедляющие процесс коррозии. Из них удалось идентифицировать хейвиит, уранофан и соддит. Скорость утечки урана из ОЯТ находится в диапазоне 0,1–0,3 мг/м<sup>2</sup> за сутки. Основная доля выщелоченного урана переотлагается во вторичных фазах уранила. Концентрация урана в воде составляет  $(4\text{--}8)\cdot10^{-6}$  М/л, причем около 98 % приходится на коллоидную форму. Переход в раствор  $Pu$ ,  $Am$  и  $Cm$  происходит конгруэнтно с  $U$ , характер перехода  $Pu$  определить не удалось. Тип ОЯТ и степень выгорания топлива не оказывают заметного влияния на скорость растворения  $UO_2$ , но на ней существенно сказывается степень окисленности урана:  $U_3O_8$  растворяется в 2–3 раза быстрее, чем  $UO_2$ .

В процессе растворения уранинитовой матрицы актиниды могут переходить в воду в растворенной или коллоидной форме, переотлагаться вблизи ОЯТ в виде примеси во вторичных минералах уранила или собственных минеральных фаз, накапливаться в сорбированной форме во вмещающих породах. Данные об относительной роли указанных явлений [Лаверов *и др.*, 2003] показывают, что миграции искусственных актинидов в растворенной форме препятствует их сорбция горными породами и что наиболее реальным способом их поступления в биосферу является вынос из хранилища подземными водами в коллоидной форме. Ниже приведены краткие сведения по радиоактивным коллоидам.

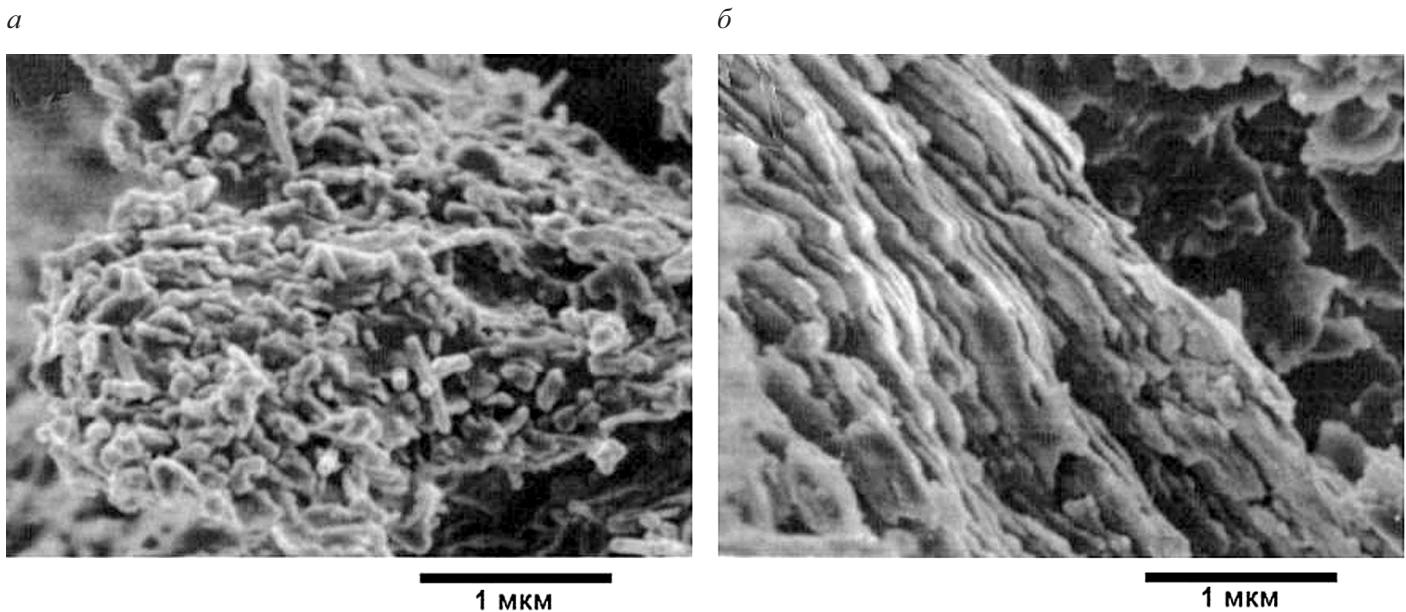
Установлено три механизма образования актинид-содержащих коллоидов. *Первый механизм* связан с сорбцией актинидов коллоидными частицами,ирующими в подземных водах. Такие частицы попадают в подземные воды в результате их взаимодействия с минералами горных пород, механического и химического выветривания последних, отрыва частичек от минералов, развитых на стенках трещин, изменения гидрохимических условий, вызывающих пересыщение растворов в отношении того или иного минерала. Размер коллоидных частиц находится в пределах от 1 нм до 1 мкм. Реальное влияние на миграцию актинидов могут оказывать только мелкие частицы (< 400 нм), так как относительно крупные частицы быстро осаждаются. Коллоидные частицы представлены глинистыми минералами, хлоритом, кремнеземом, гидроксидами железа, цеолитами, органическим веществом. Большую роль среди них играют аморфные фазы, в составе которых преобладают  $Si$ ,  $Al$  и  $Fe$ . Концентрация частиц в подземных водах широко варьируется. Для типичных подземных вод гранитов, характеризующихся постоянством температуры, скорости потока, ионной силы,  $pH$  и  $Eh$ , она обычно не превышает 100 нг/мл. Нарушение ги-

дродинамического режима, связанного с проходкой скважин и выработок, а также откачкой воды, может привести к существенному увеличению количества частиц коллоидов в подземных водах в результате отрыва от стенок трещин минеральных частиц, в том числе и ранее коагулированных. Концентрация и состав коллоидных частиц вблизи хранилища могут отличаться от фоновых, что связано с наличием градиента температур и введением в геологическую среду инородных материалов.

В соответствии со *вторым механизмом* происходит образование истинных радиоколлоидов. При растворении уранинита, находящегося в его решетке радионизотопы освобождаются и после насыщения ими раствора переходят в него в виде взвешенных и коллоидных частиц, обычно представленными аморфными гидрооксидами. Формирование истинных радиоколлоидов может вызвать снижение растворимости актинидов в водах в результате буферных реакций, подавляющих эффект радиолиза.

*Третий механизм* в основном реализуется в условиях захоронения остеклованных отходов. При их взаимодействии с подземными водами образуются продукты коррозии, представленные кристаллическими и аморфными фазами, содержащими радионуклиды в изоморфной или сорбированной форме. Отрыв таких фаз от поверхности стекол и их миграция является наиболее вероятным способом утечки актинидов из стекломатрицы. Так же формируются коллоидные частицы за счет продуктов коррозии уранинитовой матрицы. Это могут быть частицы  $UO_{2+x}$ , отслаивающиеся от поверхности ОЯТ, или вторичные минералы уранила, содержащие трансурановые актиниды.

Установлено, что скорость движения актинидов, находящихся в подземных водах в растворенной форме, на 2–3 порядка ниже, чем скорость движения потока, что обусловлено процессами сорбции. В то же время скорость движения коллоидных частиц соответствует скорости водного потока. В стационарных гидродинамических условиях между количеством коллоидных частиц, перешедших в подземную воду и ушедших из нее, поддерживается соотношение близкое к равновесному. Резкое увеличение количества коллоидных частиц в подземных водах может стать следствием тектонических подвижек, отбора проб воды, проходки горных выработок и других причин, вызывающих нарушение гидродинамического режима. Основным механизмом, ограничивающим миграцию коллоидных частиц в геологической среде, является их слипание и осаждение на стенках трещин в виде рыхлых агрегатов. Старение коллоидных частиц благоприятствует их закреплению на стенках трещин. Горные породы не содержат искусственных актинидов и их поступление в подземные воды возможно только из ОЯТ. Поэтому по мере удаления от ОЯТ концентрация актинидов в подземных водах должна понижаться. Это будет способствовать частичному переходу актинидов из коллоидных частиц в водный раствор с последующей сорбцией горными породами и другими коллоидными частицами.



**Рис. 4.** Изображения в просвечивающем электронном микроскопе актинидсодержащих коллоидных частиц, представленных цеолитом (а) и иллитом (б) [Kersting *et al.*, 1999]

К факторам, противодействующим миграции актинидсодержащих коллоидов, относятся низкая водопроницаемость пород, затрудненный водообмен, отсутствие широких трещин, закупорка трещин вторичными минералами [Лаверов и др., 2008, 2010]. Практически непреодолимым препятствием на пути коллоидов является бентонитовый буфер [Лаверов и др., 2004]. Эксперименты показали, что коллоидные частицы задерживаются слоем бентонита толщиной всего 2 мм, а на более значительную глубину в бентонит проникают лишь растворенные формы актинидов [Tsukamoto *et al.*, 1995]. В связи с этим в большинстве проектов хранилищ ОЯТ предусмотрено обязательное использование бентонитовых буферов.

Имеются достоверные данные, свидетельствующие о возможности миграции актинидов в коллоидной форме на значительные расстояния с относительно высокой скоростью [Kersting *et al.*, 1999]. В пробах воды, отобранных в интервалах глубин 701–784 м и 1046–1183 м в районе полигона подземных ядерных испытаний в штате Невада США, были обнаружены актинидсодержащие коллоидные частицы. По соотношению  $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$  установлено, что их источником является радиоактивное стекло на расстоянии 1,3 км от места отбора проб, образовавшееся в результате ядерного взрыва на глубине 1402 м в 1968 г. Основная доля актинидов сосредоточена в коллоидных частицах размером от 7 нм до 1 мкм, представленных иллитом, смектитом и цеолитами (рис. 4). Последние являются типичными продуктами вторичного изменения развитых здесь риолитов и туфов. Характерно, что доля актинидов, содержащихся в воде в растворенной форме, составляет менее 1 %. Таким образом, вытекающий из экспериментов вывод о ведущей роли переноса

актинидов в коллоидной форме надежно подтвержден природными наблюдениями.

## МИГРАЦИЯ ПЛУТОНИЯ В ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЕ

В природе Pu в мизерных количествах присутствует в урановых рудах ( $\text{Pu}/\text{U} \sim 10^{-12}$ ), в которых он образуется в результате захвата нейтронов атомами  $^{238}\text{U}$ . Среди содержащихся в ОЯТ актинидов Pu занимает первое место по уровню опасности [Коренков, 1992]. Способность  $^{239}\text{Pu}$  поддерживать цепную реакцию требует надежных обоснований того, что в хранилищах не возникнут условия критичности. Показано, что используемые для хранения и захоронения формы (матрицы) отходов исключают возможность создания критичности в единичных упаковках и комбинациях нескольких упаковок [Allen, 1978]. Анализ также показал, что вероятность возникновения критичности в пределах или вблизи хранилищ ОЯТ в результате селективного выщелачивания и переотложения  $^{239}\text{Pu}$  крайне низка [Kastenberg *et al.*, 1996; Oversby, 1998, 2000]. Тем не менее, указанное свойство Pu, наряду с его высокой токсичностью, делают этот элемент ключевым в проблеме долгосрочного хранения ОЯТ.

В случае растворения ОЯТ и поступления актинидов в подземные воды, хранилище можно признать безопасным, если будет соблюдено хотя бы одно из следующих условий: а) концентрация Pu и других актинидов в подземных водах на границе с ОЯТ ниже предельно допустимых значений (ПДК) для питьевых вод; б) поступившие в подземную воду из ОЯТ ак-

тиниды задержаны в ограниченном объеме геологической среды, так что в зону активного водообмена поступят уже очищенные воды, пригодные для бытового использования. Для того чтобы оценить в какой мере эти условия могут быть реализованы, авторами использованы имеющиеся сведения о свойствах искусственных актинидов и их природных аналогов, результаты экспериментов по взаимодействию ОЯТ с водами, данные о растворимости искусственных актинидов и взаимодействию актинидсодержащих растворов с породами, опыты в подземных лабораториях для оценки скорости миграции сорбируемых и несорбируемых элементов в трещиноватых породах, сведения о коллоидной форме переноса радиоизотопов подземными водами.

Для прогноза поведения Ru, находящегося в ОЯТ, в восстановительных условиях в качестве ориентира может служить урановое месторождение Окло в Западной Африке [Oversby, 1998, 2000]. Здесь длительное время существовал природный ядерный реактор с накоплением искусственных трансурановых актинидов, в том числе плутония. Несмотря на воздействие подземных вод, Ru вплоть до распада удерживался в составе уранинитовой матрицы. Фиксацию Ru и других актинидов обеспечили восстановительные условия, при которых уранинит характеризуется высокой устойчивостью. Аналогичный вывод вытекает из экспериментальных данных. Концентрация Ru в воде в присутствии гранитов или глин в равновесии с ОЯТ при 90 °C в восстановительных условиях составляет  $10^{-11}$  М/л [Lelous *et al.*, 1998]. Эта величина находится на уровне предельно допустимых концентраций в водах для бытового использования.

Для оценки максимально возможных концентраций Ru в подземных водах в окислительных условиях наибольший интерес представляют результаты экспериментов по растворимости ОЯТ в подземной воде, выполненные в рамках проекта по захоронению в хранилище Юкка Маунтин [Waste form..., 1998]. В качестве растворителя использовалась подземная вода из туфов (рН = 7,6, Eh = 0,77 V). При растворении ОЯТ плутоний переходит в воду в растворенной и коллоидной формах, осаждается на стенках сосуда в виде твердых фаз, входит в состав вторичных урановых минералов. Большая доля присутствующего в растворе Ru находится в виде коллоидных частиц. Максимальная концентрация Ru в растворенной форме составляет  $\sim 2 \cdot 10^{-8}$  М/л при 25 °C. Это близко к данным о растворимости аморфного  $\text{Pu(OH)}_4$  в грунтовой и морской воде при 25 °C  $\sim 6 \cdot 10^{-8}$  М/л [Kulyako *et al.*, 2001]. При 85 °C концентрация растворенной формы Ru существенно ниже ( $\sim 2 \cdot 10^{-11}$  М/л) из-за образования твердых фаз, выпадающих в осадок. Результаты экспериментов в среде инертных газов при отсутствии внешнего источника окислителей и восстановителей интересны тем, что на редокс-условия при взаимодействии ОЯТ с подземной водой основное влияние оказывает радиолиз. Опыты длительностью 545 суток, проведенные в закрытых

ампулах, заполненных Ar или смесью Ar и CO<sub>2</sub>, свидетельствуют о высокой растворимости ОЯТ в водах различного состава [Loida *et al.*, 2001]. Так, в подземной воде из гранитов (рН 7–8) концентрация U составила  $5,4 \cdot 10^{-5}$  М/л, а Pu –  $1,5 \cdot 10^{-6}$  М/л. С помощью ультрафильтрации через фильтр 1,8 нм установлено, что 96 % U и 99 % Pu находится в коллоидной форме. В присутствии порошка железа концентрация U в воде понижается на два порядка, а Pu, Am, Nr и Eu – более чем на три порядка. Авторы подчеркивают, что концентрации указанных элементов в присутствии железа отвечают значениям, полученным в опытах в восстановительных условиях.

Эти данные свидетельствуют о том, что в окислительных условиях концентрация растворенной формы Pu в подземных водах, взаимодействующих с ОЯТ, может достигать значений  $n \cdot 10^{-8}$  М/л, а в совокупности с коллоидной формой –  $10^{-6}$  М/л. Эти величины на два и четыре порядка превышают предельно допустимые концентрации Pu в питьевых водах. Следовательно, безопасность хранилища ОЯТ в отношении Pu в окислительных условиях не может быть обеспечена только за счет его низкой растворимости в подземных водах. В этой связи возникает вопрос о способности геологической среды ограничить миграцию Pu. Для анализа этого вопроса обратимся к его геохимическим свойствам. В восстановительных условиях в качестве геохимических аналогов Pu правомерно рассматривать Th и U. Все три элемента в таких условиях находятся в четырехвалентной форме, а устойчивыми твердыми фазами являются  $\text{PuO}_2$ ,  $\text{ThO}_2$  и  $\text{UO}_2$  с очень низкой растворимостью. В умеренно окислительных условиях Pu сохраняет четырехвалентное состояние и его поведение соответствует Th, но он отличается от U, который переходит в высокоподвижную шестивалентную форму. Только в сильно окислительных условиях, которые мало вероятны для хранилищ, Pu может переходить в валентное состояние V и VI (рис. 5, *a*) и вести себя подобно U. В отличие от U и Th, Pu более чутко реагирует на повышение кислотности растворов и в умеренно кислой среде переходит в относительно подвижную трехвалентную форму. Кислые воды могут формироваться только в зонах окисления сульфидных руд и областях активного вулканизма. В обоих случаях причиной повышенной кислотности является образование сернокислых растворов в результате окисления сульфидной серы. Геологические условия, при которых образование таких растворов возможно, заведомо непригодны для хранения ОЯТ. Реальные для подземных вод кристаллических массивов значения pH находятся в диапазоне 8±1,5.

Термодинамическое моделирование показало, что при pH = 8 в сильно восстановительных условиях (Eh  $\sim -500$  mV) плутоний находится преимущественно в форме  $\text{Pu(III)}$ ; в диапазоне Eh от -100 до +150 mV преобладает  $\text{Pu(IV)}$ ; в сильно окислительных условиях, близких к границе стабильности воды, устойчивы  $\text{Pu(V)}$  и  $\text{Pu(VI)}$  [Berry *et al.*, 2002]. Если

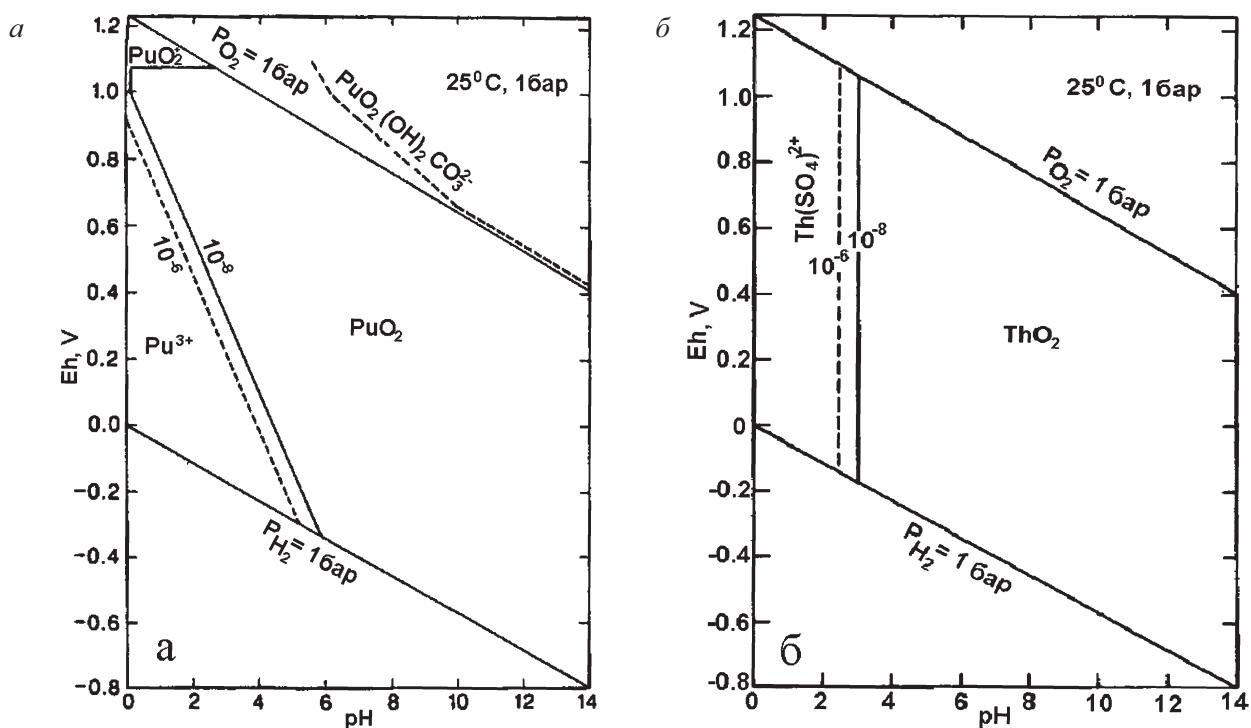


Рис. 5. Диаграммы Eh-рН систем: Pu-C-O-H (а) и Th-S-O-H (б). Активности растворенных частиц:  $\text{Pu} = 10^{-8}$ ,  $\text{C} = 10^{-3}$ ;  $\text{Th} = 10^{-6}$ ,  $\text{S} = 10^{-3}$  [Brookins, 1988]

ограничиться реальными для подземных вод кристаллических массивов значениями Eh и pH, то преобладающей формой следует признать Pu(IV), поведение которого в наибольшей мере должно соответствовать поведению Th в геологической среде.

Th относится к элементам-гидролизатам, во всех природных соединениях проявляет постоянную валентность IV (рис. 5, б). В заметных концентрациях Th может переноситься лишь в кислой среде. При pH выше 3,5 начинается образование коллоидов  $\text{Th}(\text{OH})_4$  с последующим их осаждением. При старении осадка осуществляется необратимая реакция:



Th способен образовывать сложные комплексные ионы. Это могут быть гидроксокомплексы, карбонатные комплексы, а также соединения с органическими кислотами. Важнейшим свойством Th является его способность легко сорбироваться минералами горных пород. Основными сорбентами являются минералы, содержащие Fe и Ti и, особенно, продукты их вторичного изменения. Содержание Th в горных породах в 2–4 раза больше, чем U, а в подземных водах на 1–3 порядка ниже, что свидетельствует о более низкой миграционной способности Th по сравнению с U. В подземных водах концентрация Th варьирует от  $n \cdot 10^{-11}$  до  $n \cdot 10^{-7}$  М/л, причем максимальные концентрации характерны для кислых сульфатных вод из зоны окисления редкоземельных месторождений, богатых Th. В подземных водах ниже зоны интенсивного гипергенеза содержание Th даже для участ-

ков с ториевой минерализацией никогда не превышает  $10^{-9}$  М/л. Подавляющая доля Th в подземных, речных и морских водах находится во взвешенной и коллоидной формах. Минералы горных пород с высокой концентрацией Th (торит, торианит, монацит, цирконолит и др.) образованы при кристаллизации магматических расплавов либо в связи с деятельностью высокотемпературных щелочных или кислых гидротермальных растворов. В природной среде эти минералы проявляют очень высокую устойчивость. Лишь в процессе химического выветривания, протекающего в кислой среде, установлено разрушение Th-содержащих минералов, причем переход Th в водный раствор может происходить как путем его инконгруэнтного выщелачивания, так и в процессе полного растворения минерала. Результаты изучения кор выветривания свидетельствуют об очень низкой скорости этого процесса [Елисеева, Омельяненко, 1987]. Вынесенный при кислотном выщелачивании Th частично переотлагается в сорбированной форме под каолинитовой корой, что связано с повышением pH грунтовых вод с глубиной.

Анализируя результаты природных наблюдений применительно к проблеме захоронения ОЯТ, можно уверено заключить, что взаимодействие минералов Th с трещинными водами кристаллических массивов на глубинах ниже зоны гипергенеза не может привести к сколько-нибудь ощутимой его утечке из мест захоронения в растворенной форме. Ориентируясь на Th как геохимический аналог Pu, можно полагать, что концентрация последнего в подземных водах в рас-

творенной форме должна быть низкой, главным фактором, препятствующим его миграции, должна быть сорбция, а наиболее вероятной формой переноса на сколько-нибудь значительные расстояния следует признать коллоидные частицы.

Ru, как и Th, относится к числу элементов, обладающих способностью активно сорбироваться минералами горных пород. К настоящему времени выполнено большое число экспериментов по сорбции Ru из водных растворов порошками горных пород. Значения коэффициентов распределения ( $K_d$ ) существенно варьируют в зависимости от состава пород и водных растворов, pH, Eh, температуры и других факторов. Величина  $K_d$  превышает значения 100 см<sup>3</sup>/г, а во многих случаях достигает значений тысяч см<sup>3</sup>/г и более. Даже для песков  $K_d$  составляет 550 см<sup>3</sup>/г, для суглинков и органических почв соответственно 1200 см<sup>3</sup>/г и 1800 см<sup>3</sup>/г [Пути миграции..., 1999]. Для восстановительных условий свойственны более высокие значения  $K_d$  по сравнению с окислительными [Brookins, 1984]. Изучалось влияние состава пород и концентрации CO<sub>2</sub> [Baston *et al.*, 2000], а также редокс-условий [Berry *et al.*, 2002] на сорбцию Ru. В экспериментах использовались порошки базальтов, песчаников и аргиллитов с размером зерен менее 0,25 мм с соотношением жидкость/порода 5:1. Значения  $K_d$  находятся в пределах от 1000 до сотен тысяч см<sup>3</sup>/г, причем результаты экспериментов не могут быть полностью увязаны только с влиянием исследуемых параметров. Более вероятно, что пробы оказались неоднородными по содержанию минералов, характеризующихся очень высокими сорбционными свойствами (оксиды и гидроксиды Fe, Ti, Mn, органическое вещество и др.). Об этом свидетельствуют результаты изучения концентрации Ru в минералах. Так, несмотря на то, что в туфах содержание оксидов составляет всего 1 %, в них концентрируется до 60 % всего сорбированного Ru [Vaniman *et al.*, 1996].

Результаты опытов с порошками, характеризующими сорбционные свойства различных пород и минералов, далеко не отражают реальных условий взаимодействия в системе вода – порода и защитных свойств геологической среды. В отличие от экспериментов, в сорбционных процессах кристаллических пород принимает участие не весь объем горной породы, а только его часть, примыкающая к водопроводящим трещинам. Как показывают эксперименты в подземных лабораториях, глубина проникновения радионуклида в сторону от трещины составляет не более 2 мм и лишь вдоль микротрещин и зон дробления достигает нескольких миллиметров [Neretnieks, 1993]. Большое количество микротрещин в породе увеличивает площадь ее взаимодействия с водой, интенсифицируя протекание сорбционных процессов.

В свете вышесказанного представляют интерес результаты экспериментов по взаимодействию плутоний-содержащих растворов с образцами горных пород в форме пластинок, кубиков или дисков. Установлено, что большая часть Ru концентрируется

на поверхности образцов и только незначительная его часть проникает по микротрещинам на глубину. Чем больше продолжительность взаимодействия, тем больше Ru проникает внутрь образца по микротрещинам и порам [Захарова *и др.*, 1998]. Опыты по десорбции свидетельствуют о прочной фиксации Ru, находящегося в микротрещинах.

Выполнено значительное количество экспериментов по сорбции и десорбции Ru на образцах керна из магматических пород Канадского щита кварц-монцонитового состава [Vandergraaf, Abry, 1982]. В опытах использовалась подземная вода из гранитов, в которую вводили  $\sim 5 \cdot 10^{-14}$  М/л Ru. В этом случае  $K_d$  характеризует отношение содержания элемента на 1 см<sup>2</sup> поверхности к содержанию в 1 см<sup>3</sup> раствора (г/см<sup>2</sup>: г/см<sup>3</sup>) и имеет размерность см. В описанных опытах площадь поверхности образцов составляла 9,5 см<sup>2</sup>, объем раствора – 10 см<sup>3</sup>, продолжительность – до 28 дней. Значение  $K_d$  плутония для разных образцов варьировало в пределах 1,4–70,0 см со средним значением 14 см. Темноцветные минералы более активно сорбируют Ru по сравнению с кварцем и полевыми шпатами. Соответственно при прочих равных условиях на породах основного состава Ru сорбируется больше, чем на породах кислого состава. Приведенные данные свидетельствуют, что процессы сорбции горными породами являются надежным барьером на пути миграции растворенного Ru. Скорость продвижения фронта Ru в сотни – тысячи раз ниже скорости потока подземных вод [Krauskopf, 1988]. Расстояние, на которое может быть перемещен растворенный в подземных водах Ru, сильно зависит от скорости потока, которая в кристаллических массивах очень неоднородна.

Результаты экспериментов в подземных лабораториях показывают, что перенос несорбируемых элементов по отдельным трещинам составляет десятки метров в год, в то время как движение сорбируемых элементов по трещинам очень сильно отстает от движения воды [Neretnieks, 1993]. За шесть месяцев такие сорбируемые элементы, как Cs, Sr, Eu, Nd, Th, U, не смогли преодолеть расстояние в 5–10 м и фиксировались в непосредственной близости от места зачакки. Увеличение продолжительности экспериментов приводило к более глубокому проникновению сорбируемых радионуклидов в матрицу горных пород по микротрещинам и мало сказывалось на дальности их переноса. Эти результаты можно уверенно распространять также и на Ru, который относится к числу наиболее сорбируемых радионуклидов. Все вышесказанное свидетельствует о способности геологической среды воспрепятствовать поступлению Ru в биосферу в растворимой форме.

Большую угрозу представляет перенос Ru в коллоидной форме. Многие исследователи придерживаются точки зрения, что вероятность переноса Ru на дальние расстояния как в растворенной, так и в коллоидной форме мала. Однако данные о переносе Ru на расстояние 1,3 км не согласуются с этой точкой

зрения [Kersting *et al.*, 1999]. Концентрация Ru в воде в данном случае составляет  $10^{-14}$  М/л, причем более 99 % сосредоточено в коллоидных частицах размером от 7 нм до 7 мкм, представленных иллитом, смектитом и цеолитами. Очевидно, что безопасность хранилищ в отношении Ru может быть обеспечена в первую очередь за счет факторов, противодействующих миграции коллоидов. К таким факторам относятся: низкая водопроницаемость пород и затрудненный водообмен, отсутствие широких трещин, закупорка трещин вторичными минералами, наличие бентонитового буфера [Лаверов и др., 2004]. Другими причинами увеличения изоляционных свойств геологической среды являются основной состав кристаллических пород и удаленность хранилища от очага разгрузки подземных вод [Лаверов и др., 2001, 2010]. Приходится признать, что на вопрос о дальности и масштабах переноса Ru в коллоидной форме в настоящее время нет убедительных ответов.

## МИГРАЦИЯ АМЕРИЦИЯ В ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЕ

По уровню опасности америций среди актинидов занимает второе место после плутония [Коренков, 1992]. К моменту разгерметизации контейнера через 500–1000 лет вклад америция и плутония в общую радиоактивность ОЯТ составит 98 %, причем основная роль среди актинидов будет принадлежать  $^{241}\text{Am}$  (рис. 1). Представление о поведении Am в геологической среде может быть получено на основе данных о геохимических аналогах. По своим геохимическим свойствам Am близок к Nd и Eu, кларковое содержание которых в горных породах  $n \cdot 10^{-3} \%$  и  $n \cdot 10^{-4} \%$ . Вклад Nd и Eu в суммарное содержание REE в породах и минералах варьирует в пределах 10–25 % и 0,5–2 %. Наиболее высокие концентрации этих элементов характерны для массивов щелочных пород. В виде изоморфной примеси Nd и Eu содержатся во многих минералах. Они хорошо мигрируют в нагретых щелочных растворах, о чем свидетельствует связь большинства редкоземельных месторождений с процессами высокотемпературного щелочного метасоматоза. Вместе с REE также накапливаются Nb, Ta, Th, Zr и U. Для миграции REE благоприятна и кислая среда, в которой они переносятся в виде сульфатных или фторидных комплексов. В уранинитах содержание REE варьирует. В уранините месторождения Окло содержание  $\text{Nd}_2\text{O}_3$  составляет 0,39 мас. %. В горных породах основными концентраторами Nd и Eu являются акцессорные минералы – монацит, ортит, ксенотит и др. При взаимодействии с подземными водами они характеризуются высокой устойчивостью. Даже в процессах механического выветривания эти минералы хорошо сохраняются, накапливаясь в песках. Лишь в условиях химического выветривания,

протекающего с участием органических кислот и сопровождающегося формированием каолинитовых кор выветривания, происходит растворение акцессорных минералов с выщелачиванием из них таких плохо растворимых элементов, как REE, Th, Nb, Ta, Zr. В процессе нейтрализации грунтовых вод их растворимость снижается и происходит накопление элементов в зоне дезинтеграции пород [Бурков, Подгорина, 1967] в результате сорбции вторичными минералами.

Данные о содержании Nd и Eu в подземных водах ограничены. В водах из различных источников, профильтрованных через фильтр 100 нм и характеризующихся высокой концентрацией  $\text{CO}_2$ , содержание Nd варьирует в пределах  $(0,42\text{--}7,55) \cdot 10^{-10}$  М/л и Eu – в пределах  $(0,026\text{--}0,82) \cdot 10^{-10}$  М/л [Michard *et al.*, 1987]. В воде из уранового рудника концентрации Nd и Eu равны  $6,5 \cdot 10^{-10}$  и  $0,3 \cdot 10^{-10}$  М/л [Иванов, 1997]. В пробах вод из гранитов Французских Пиренеев, отобранных из глубоких скважин и термальных источников (рН 9,0, Т = 75 °C), концентрации Nd и Eu после фильтрации через 450 нм составили  $7,1 \cdot 10^{-9}$  М/л и  $3,5 \cdot 10^{-11}$  М/л, а после фильтрации через 10 нм они уменьшились на порядок [Michard *et al.*, 1991]. Авторы пришли к очевидному выводу о резком преобладании коллоидной формы этих элементов в изученных пробах. Максимально высокие концентрации Nd ( $7 \cdot 10^{-7}$  М/л) и Eu ( $2 \cdot 10^{-8}$  М/л) в пробах, профильтрованных через фильтр 100 нм, были установлены в кислых (рН 1,33, Т = 43 °C) сульфатных водах областей активного вулканизма [Michard, 1989]. В близнейтральных водах концентрация этих элементов на четыре порядка ниже. Показано, что концентрация Nd и Eu в водах не зависит от состава пород, но очень сильно зависит от кислотности растворов и с понижением рН возрастает. Характерно, что гидротермальное преобразование пород не приводит к выщелачиванию REE [Sturchio *et al.*, 1986]. Даже при сильном изменении риолитов в отношении породообразующих элементов, концентрация REE в породах остается на прежнем уровне. В процессе преобразования риолитов REE выщелачивались из породообразующих минералов и сорбировались на продуктах их изменения (глинистых минералах, цеолитах). Приведенные данные позволяют полагать, что концентрации Nd и Eu в подземных водах не превышают  $n \cdot 10^{-9}$  М/л и  $n \cdot 10^{-10}$  М/л, а в большинстве случаев характеризуются более низкими значениями. Лишь в специфических условиях интенсивного выветривания руд REE или ультракислого характера растворов концентрации Nd и Eu могут превысить указанные величины. При этом основная доля этих элементов в подземных водах во всех случаях находится в коллоидной форме. Сорбция REE минералами горных пород является фактором, препятствующим их переносу подземными водами в растворенном виде. Повышенная активность комплексообразователей в подземных водах способствует интенсификации перехода REE из изоморфной формы в сорбционную и таким образом благоприятствует их накоплению

во взвешенных частицах. Этим можно объяснить зависимость между концентрацией карбонат-ионов в подземных водах и содержанием в них REE, наряду с подавляющим преобладанием коллоидной формы. Сходное поведение в геологической среде можно прогнозировать и в отношении Am. Ниже приведены дополнительные аргументы в пользу этого вывода. В диапазоне гидрогеохимических условий, реальных для подземных хранилищ ОЯТ, Am может находиться только в трехвалентном состоянии. Даже в близповерхностных условиях (почвах) трехвалентная форма является наиболее устойчивой [Пути миграции..., 1999]. Четырехвалентное состояние достигается в окислительных щелочных условиях, которые для хранилища ОЯТ следует считать нереальными. В воде Am быстро гидролизуется и его концентрация в растворе определяется растворимостью  $\text{Am}(\text{OH})_3$ , причем последний может быть представлен кристаллической и аморфной (более растворимой) фазами. Растворимость  $\text{Am}(\text{OH})_3$  сильно зависит от состава и свойств подземных вод. Установлено, что  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , гуминовые и фульвокислоты способствуют повышению растворимости  $\text{Am}(\text{OH})_3$  в связи с образованием комплексов. Максимальной подвижностью Am должен обладать в зонах циркуляции кислых сульфатных вод, формирующихся при окислении сульфидных месторождений или в областях активного вулканизма. Такие условия непригодны для сооружения хранилищ ОЯТ. В близнейтральной восстановительной обстановке, типичной для областей затрудненного водообмена, растворимость  $\text{Am}(\text{OH})_3$  минимальна.

Наиболее реальными растворимыми формами в этих условиях следует признать гидроксокомплексы и карбонатные комплексы. Соотношение растворенных форм Am в морской воде при  $\text{pH} = 8$  характеризуется следующими величинами, в %:  $\text{AmCO}_3^+ = 43,2$ ;  $\text{Am}(\text{OH})^{2+} = 22,4$ ;  $\text{Am}(\text{OH})_2^+ = 15,0$ ;  $\text{Am}(\text{CO}_3)_2^- = 12,0$ ;  $\text{Am}^{3+} = 4,1$ ;  $\text{AmCl}^{2+} = 1,5$ ;  $\text{Am}(\text{CO}_3)_3^{3-} = 1,1$ ;  $\text{AmSO}_4^+ = 0,8$  [Покровский, 2001]. Учитывая присутствие в горных породах карбонатов, наличие в водах углекислоты, их близнейтральный или умеренно-щелочной характер, весьма вероятно, что карбонатные комплексы в природных условиях будут преобладающей растворенной формой Am, а стабильной твердой фазой, наряду или вместо  $\text{Am}(\text{OH})_3$ , будет  $\text{Am}(\text{OH})(\text{CO}_3)$ . Опыты по определению растворимости этих соединений в подземных водах с суммарным учетом растворенной и коллоидной форм дают высокие значения. Так концентрации Am в подземной воде из риолитовых туфов ( $\text{pH} = 8,6$ ) в условиях равновесия с  $\text{Am}(\text{OH})(\text{CO}_3)$ ,  $\text{Am}(\text{OH})_3(\text{кр})$  и  $\text{Am}(\text{OH})_3(\text{ам})$  составляют  $1,7 \cdot 10^{-8}$  М/л,  $3,7 \cdot 10^{-5}$  М/л и  $6,5 \cdot 10^{-4}$  М/л [Waste form..., 1998]. Оценить концентрацию только растворенной формы Am в водных растворах трудно из-за его высокой способности к сорбции на мельчайших коллоидных частицах. Во всех опытах фильтрация растворов через фильтры приводила к уменьшению в них концентрации Am, причем, чем тоньше были фильтры, тем больше

на них задерживалось Am. В опытах по растворимости  $\text{Am}(\text{OH})_3$  в подземной воде из района Горлебена (Германия) устойчивая концентрация Am составила  $10^{-6,3}$  М/л [Geochemistry of..., 1992]. Однако по мере фильтрации через поры разного размера концентрация Am в растворе постепенно уменьшалась, так что после прохождения через фильтр с ячейкой 1 нм она достигла  $10^{-10}$  М/л, т. е. уменьшилась почти на четыре порядка. Приведенные величины характеризуют концентрацию Am в воде в равновесии с наиболее растворимыми фазами и их правомерно рассматривать как максимально возможные. Они заметно превышают величину предельно допустимой концентрации Am в питьевых водах ( $2 \cdot 10^{-12}$  М/л).

Наибольший интерес представляют данные о концентрациях Am в подземных водах, взаимодействующих с ОЯТ. Напомним, что Am занимает место в решетке  $\text{UO}_2$ , в связи с чем его переход в раствор зависит от растворимости уранинита. Эксперименты по взаимодействию ОЯТ с водными растворами свидетельствуют о том, что в условиях устойчивости уранинита Am не выщелачивается, а в случае его растворения Am переходит в раствор конгруэнтно с U и другими актинидами. На месторождении Окло, где уранинит благодаря восстановительным условиям сохранял стабильность, Am, как и Ru, оставался на месте своего образования вплоть до полного распада.

О концентрациях Am в водах в окислительных условиях, обусловленных радиолизом, можно судить на основе экспериментальных данных. При взаимодействии ОЯТ, характеризующегося высокой степенью выгорания, с подземной водой из гранитов ( $\text{pH} = 7-8$ ) в течение 545 дней в закрытых ампулах, заполненных Ar или смесью Ar и  $\text{CO}_2$ , концентрация Am составила  $(2,5-3,6) \cdot 10^{-8}$  М/л [Loida et al., 2001]. Признается возможность присутствия в растворе микроколлоидных частиц размером менее 1,8 нм.

Большое число экспериментов по взаимодействию ОЯТ с подземной водой в условиях доступа воздуха проведено в рамках проекта хранилища Юкка Маунтин в Неваде США [Waste form..., 1998]. В опытах использовались кусочки ОЯТ размером 2–3 мм из различных типов реакторов и подземная вода из туфов риолитового состава ( $\text{pH} = 7,6$ ). Опыты проводились при  $25^\circ\text{C}$  и  $85^\circ\text{C}$  в закрытых и открытых ампулах в течение нескольких месяцев. Используемые подземные воды характеризуются окислительными свойствами и существенно недосыщены в отношении урана. Поэтому  $\text{UO}_2$ , выполняющий в ОЯТ роль матрицы для радионуклидов, не смог обеспечить их надежную изоляцию. Концентрация Am в воде в начале опыта быстро возрастала, достигала максимума, после чего снижалась и устанавливалась на постоянном уровне. Авторы объясняют это образованием на поверхности зерен вторичных фаз уранила, обладающих в окислительных условиях меньшей растворимостью по сравнению с уранинитом. В растворах, прошедших через фильтр 400 нм, равновесная с ОЯТ концентрация Am в воде составила  $\sim 1,5 \cdot 10^{-10}$  М/л.

После ультрафильтрования через фильтр 1,8 нм концентрация Am уменьшилась в 5 раз, что позволило сделать вывод о существенном преобладании коллоидной формы. Измеренные концентрации Am оказались заметно меньше ожидаемых из условий равновесия с  $\text{Am(OH)}\text{CO}_3$  или  $\text{Am(OH)}_3$ . Попытки выявления твердых фаз, контролирующих растворимость Am, на основе изучения частиц, удержанных фильтрами, не увенчались успехом. По мнению авторов, одной из причин более низких концентраций Am по сравнению с ожидаемыми, может быть высокое содержание в ОЯТ лантаноидов, во вторичные фазы которых Am входит в виде изоморфной примеси. В опытах при 85 °C равновесная концентрация Am оказалась на два порядка ниже, чем при 25 °C, что свидетельствует о более быстром образовании твердых фаз, контролирующих его растворимость. Эти результаты позволили оценить максимальную концентрацию растворенной формы Am в подземной воде на границе с ОЯТ на уровне  $10^{-9}$  М/л.

Очевидно, что безопасность хранилища в отношении Am в окислительных условиях не может быть обеспечена только за счет его низкой растворимости в подземных водах. В этой связи возникает вопрос о способности геологической среды решить эту задачу. Благоприятным фактором в этом отношении является высокая способность Am сорбироваться на поверхности твердых фаз. К настоящему времени проведено большое число экспериментов по сорбции америция горными породами и минералами, а также смесями бентонита с песком. В зависимости от условий опытов (состав, pH, Eh, температура раствора, концентрация Am, степень измельчения пород и минералов и др.), коэффициенты распределения ( $K_d$ ) Am варьируют от нескольких десятков до нескольких тысяч  $\text{cm}^3/\text{г}$ , а при взаимодействии с глинистыми минералами или цеолитизированными туфами они достигают десятков тысяч [Baston *et al.*, 1995]. Даже для песка коэффициент распределения Am составляет 2000 мл/г, а для суглинков и почв он значительно больше [Geochemistry..., 1992]. В опытах при 70 °C  $K_d$  Am для смеси бентонита (15 %) и песка (85 %) составил  $7,5 \cdot 10^4$ , для туфа от  $0,46 \cdot 10^4$  до  $7,5 \cdot 10^4$   $\text{cm}^3/\text{г}$  [Baston *et al.*, 1995].  $K_d$  Am возрастает при наличии в породах оксидов и гидроксидов железа, продуктов выветривания титансодержащих минералов, хлорита. Факторы задержки Am породами варьируются в зависимости от их состава и геохимических условий, составляя от первых сотен до десятков тысяч, и, в целом, соответствуют таковым для Ru.

Из приведенных данных следует, что вероятность поступления Am из подземного хранилища ОЯТ в биосферу в растворенной форме в концентрациях, представляющих угрозу для окружающей среды, можно полностью исключить. Вместе с тем его вынос в коллоидной форме значительно более вероятен. На это указывают не только результаты экспериментов, но и природные наблюдения. Так при исследовании озера Троусфиннайд в Северном Уэльсе, куда

поступают стоки от реакторного завода Магнокс, было установлено, что практически весь находящийся в воде Am связан с коллоидными частицами. В силу этой особенности америций почти не мигрирует в почве, несмотря на присутствие органических кислот [Пути миграции..., 1999]. Оценка масштабов утечки Am из ОЯТ в коллоидной форме возможна лишь применительно к конкретной геологической среде на основе опытов в подземной лаборатории с применением трассеров, содержащих Nd как аналог Am. Очевидно, что безопасность хранилища в отношении Am может быть обеспечена за счет факторов, противодействующих миграции коллоидов. Главные из них – отсутствие открытых протяженных трещин и наличие бентонитового буфера. Поэтому все сказанное ранее по этому вопросу в отношении Ru, в равной степени относится и к Am.

## ВЫВОДЫ

1. В условиях подземного хранения ОЯТ его взаимодействие с водами может начаться через 500–1000 лет после утраты инженерными барьерами своих защитных функций, при этом основными источниками радиоактивности становятся Ru и Am.
2. Так как ОЯТ на 95–98 % состоит из  $\text{UO}_2$ , а Ru и Am входят в его кристаллическую решетку, то масштабы их утечки в подземные воды находятся в зависимости от растворимости уранинита. Последний практически нерастворим в гидрохимических условиях, характеризующихся восстановительными близнейтральными-слабощелочными свойствами подземных вод и их насыщенностью в отношении урана.
3. Такие свойства подземные воды приобретают на глубинах, характеризующихся условиями затрудненного водообмена в результате длительного взаимодействия с вмещающими породами. Надежной гарантией высокой устойчивости ОЯТ является его размещение в массивах кристаллических пород на глубинах ниже 500 м от поверхности.
4. Создание локальных окислительных условий в хранилищах ОЯТ в связи с радиолизом или другими причинами маловероятно из-за присутствия в окружающей среде восстановителей. Если же это произойдет, то возможность выноса Ru и Am в растворенной форме в концентрациях, представляющих экологическую угрозу, можно исключить в связи с их очень высокой способностью сорбироваться минералами пород.
5. Сорбция Ru и Am на коллоидных частицах, присутствующих в подземных водах, с последующим их выносом в очаги разгрузки является основным реальным механизмом загрязнения окружающей среды. Оценка дальности и возможного масштаба переноса Ru и Am в коллоидной форме может быть выполнена только для конкретной геологической

среды на основе экспериментов в подземной лаборатории. Отсутствие широких трещин, низкая водопроницаемость и наличие бентонитового буфера являются эффективными факторами, препятствующими выносу актинидов в коллоидной форме.

Работа проводилась при финансовой поддержке Программы № 4 фундаментальных исследований Президиума РАН, направление № 5.

## ЛИТЕРАТУРА

- Бурков В.В., Подпорина Е.К. Редкие земли в корах выветривания гранитоидов // Докл. АН СССР. 1967. Т. 177. № 3. С. 691–694.
- Елисеева О.П., Омельяненко Б.И. Поведение урана в процессе образования кор выветривания Алексеевского каолинитового месторождения (Северный Казахстан) // Геохимия. 1987. № 6. С. 847–854.
- Захарова Е.В., Меняйло А.А., Меняйло К.А. и др. Оценка процесса трансформации пород, вмещающих хранилища РАО, при действии химических и термических факторов // Исследование гранитоидов Нижнеканского массива для захоронения РАО. Материалы КНТС. Железногорск, 1998. С. 149–158.
- Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. М.: Экология, 1997. Кн. 6.
- Коренков А.П. К вопросу о классификации отверженных радиоактивных отходов // Атомная энергия. 1992. Т. 73. Вып. 2. С. 129–131.
- Лаверов Н.П., Величкин В.И., Омельяненко Б.И. Изоляционные свойства кристаллических пород в связи с проблемой захоронения высокоактивных отходов // Геология руд. месторождений. 2001. Т. 43. № 1. С. 6–23.
- Лаверов Н.П., Величкин В.И., Омельяненко Б.И., Юдинцев С.В. Поведение актинидов в условиях долгосрочного хранения и захоронения отработанного ядерного топлива // Геология руд. месторождений. 2003. Т. 45. № 1. С. 3–23.
- Лаверов Н.П., Омельяненко Б.И., Юдинцев С.В. Изоляционные свойства бентонитового буфера в условиях подземного хранилища высокоактивных отходов // Геология руд. месторождений. 2004. Т. 46. № 1. С. 27–42.
- Лаверов Н.П., Величкин В.И., Омельяненко Б.И., Юдинцев С.В., Петров В.А., Бычков А.В. Изоляция отработавших ядерных материалов: геолого-геохимические основы. М.: ИФЗ РАН, 2008. 280 с.
- Лаверов Н.П., Омельяненко Б.И., Юдинцев С.В. Кристаллические породы как среда для захоронения радиоактивных отходов // Рос. хим. журнал. 2010. Т. LIV. № 3. С. 69–80.
- Покровский О.С. Формы нахождения и коэффициенты активности Am (III) и Np (V) в морской воде // Геохимия. 2001. № 3. С. 337–341.
- Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля. М.: Мир, 1999.
- Allen E.J. Criticality analysis of thermal underground nuclear waste disposal // Union Carbide Corp. Report ORNL/TM-7405. 1978.
- Baston G.M., Berry J.A., Brownsword M. et al. Sorption of plutonium and americium on repository, backfill and geological materials relevant to the JNFL low-level radioactive waste repository at Rokkasho-Mura // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Pittsburgh: MRS, 1995. V. 353. P. 957–964.
- Baston G.M., Berry J.A., Brownsword M. et al. Effect of carbonate concentration on the sorption of plutonium onto geological materials // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 2000. V. 608. P. 293–298.
- Berry J. A., Brownword M., Ilett D.J. et al. Effect of redox conditions on the sorption of plutonium onto geological materials // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 2002. V. 713. P. 693–697.
- Brookins D.G. Geochemical aspects of radioactive waste disposal. N.Y.: Springer-Verlag, 1984.
- Brookins D.G. Eh-pH diagrams for geochemistry. Berlin: Springer-Verlag, 1988.
- Buck E.C., Finch R.J., Finch P.A., Bates J.K. Retention of neptunium in uranyl alteration phases formed during spent fuel corrosion // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 1998. V. 506. P. 87–94.
- Chapman N.A., McKinley I.G. The geological disposal of nuclear waste. Chichester: Wiley and Son, 1988.
- Chen Y., Siegmann E., Mattie P. et al. A mechanistic model of spent fuel dissolution, secondary mineral precipitation, and Np release // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 1999. V. 556. P. 471–478.
- Ewing R.C. Yucca Mountain // Science. 2002. V. 296. P. 659–660.
- Finn P.A., Wronkiewicz D.J., Finch R.J. et al. Yucca Mountain Project. Annual Progress Report. ANL-98/12. Argonne IL: Argonne National Laboratory. 1997.
- Finn P.A., Finch R., Buck E., Bates J. Corrosion mechanisms of spent fuel under oxidizing conditions // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 1998. V. 506. P. 123–131.
- Geochemistry of long lived transuranic actinides and fission products // Final Report of a Coordinated Research Program 1987–1991. Vienna: IAEA, 1992.
- Johnson L.H., Shoesmith D.W. Spent fuel // Radioactive Waste Forms for the Future. North-Holland. Amsterdam: Springer-Verlag, 1988. P. 635–698.
- Kastenberg W.E., Peterson P.F., Ahn J. et al. Consideration of autocatalytic criticality of fissile materials in geologic repositories // UCB-NE-4214. Berkeley: University of California, 1996.
- Kersting A.B., Efurd D.W., Finnegan D.L. et al. Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site // Nature. 1999. V. 397. P. 56–59.
- Krauskopf K.B. Radioactive waste disposal and geology. London: Chapman and Hall. 1988.
- Kulyako Y., Perevalov S., Trofimov T. et al. Experimental studies of solubility of U (VI), Np (V), Pu (IV) and Am (III) hydroxides in simulated solutions of ground and sea water // Abstracts of 8<sup>th</sup> Conf. "Migration'01": Bregenz. Austria. 2001. P. 43.
- Lelous K., Constantin S., Paul J.L. et al. Leaching of spent fuel and simulated fuel in the presence of environmental materials: integral experiments // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 1998. V. 506. P. 175–188.

- Loida A., Grambow B., Geckes H.* Congruent and incongruent radionuclide release during matrix dissolution of partly oxidized high burn up spent fuel // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 2001. V. 663. P.417–426.
- Michard A., Beaucaire C., Michard G.* Uranium and rare earth elements in  $\text{CO}_2$  – rich waters from Vals-les-Bains (France) // Geochim. Cosmochim. Acta. 1987. V. 51. N 4. P. 901–909.
- Michard A.* Rare earth element systematics in hydrothermal fluids // Geochim. Cosmochim. Acta. 1989. V. 53. N 3. P. 745–770.
- Michard G., Negrel G., Ouzounian G. et al.* Major and trace elements regulation in natural granitic waters: application to deep radioactive waste disposal // High Level Radioact. Waste Manag.: Proc. 2-nd Ann. Int. Conf., Las Vegas. 1991. V. 1. P. 169–175.
- Neretnieks I.* Solute transport in fractured rock – applications to radionuclide waste repositories // Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock. San Diego: Ac. Press Inc., 1993. P. 39–123.
- Oversby V.M.* Criticality in repository for spent fuel: lessons from Oklo // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Warrendale: MRS, 1998. V. 506. P. 781–788.
- Oversby V.M.* Using information from natural analogues in repository performance analysis: examples from Oklo // Proc. of sympos. “Sci. Basis for Nucl. Waste Management XXIII”. Warrendale: MRS, 2000. V. 608. P. 545–550.
- Red'kin A.F., Savelyeva N.I., Sergeyeva E.I. et al.* Investigation of uraninite ( $\text{UO}_2$ ) solubility under hydrothermal conditions // Sci. Geol. Bull. 1989. V. 42. N 4. P. 329–334.
- Sturchio N.C., Muehlenbachst K., Seitz M.G.* Element redistribution during hydrothermal system: Yellowstone drill cores Y-7 and Y-8 // Geochim. Cosmochim. Acta. 1986. V. 50. N 5. P. 1619–1631.
- Tsukamoto M., Ohe T., Fujita T. et al.* Diffusion of radionuclides in compacted bentonite: results from combined glass dissolution and migration tests // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Pittsburgh: MRS, 1995. V. 353. P. 291–298.
- Vandergraaf T.T., Abry D.R.M.* Radionuclide sorption on drill core material from the Canadian shield // Nuclear Technology. 1982. V. 57. P. 399–412.
- Vanian D., Furlando A., Chipera S. et al.* Microauto-radiography in studies of Pu (V) sorption by trace and fracture minerals in tuff // Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Pittsburgh: MRS, 1996. V. 412. P. 639–646.
- Waste Form Characteristics Report. CD-ROM version. Published: Lawrence Livermore National Laboratory. UCRL-ID-132375. 1998.
- Wilson C.N.* Results from NNWSI series 2 spent fuel dissolution tests // Report PNL-7170. Richland: Pacific Northwest Nat. Lab., 1990<sub>1</sub>.
- Wilson C.N.* Results from NNWSI series 3 spent fuel dissolution tests // Report PNL-7170. Richland: Pacific Northwest Nat. Lab., 1990<sub>2</sub>.

# СОДЕРЖАНИЕ

<i>Ю.Г. Гатинский, Д.В. Рундквист, Г.Л. Владова, Т.В. Прохорова</i> СЕЙСМО-ГЕОДИНАМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ГЛАВНЕЙШИХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ ОБЪЕКТОВ РОССИИ И БЛИЖНЕГО ЗАРУБЕЖЬЯ . . . . .	13
<i>В.И. Осипов, Н.И. Фролова, С.П. Сущев, В.И. Ларионов</i> ОЦЕНКА СЕЙСМИЧЕСКОГО И ПРИРОДНОГО РИСКА ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ И ТЕРРИТОРИЙ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ . . . . .	28
<i>В.И. Величкин, Б.П. Власов, М.В. Шумилин</i> ОСНОВНЫЕ ПРОМЫШЛЕННО-ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ТИПЫ УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ БЫВШЕГО СССР И РОССИИ . . . . .	49
<i>С.А. Дмитриев, В.И. Величкин, Б.И. Омельяненко</i> ОБЕСПЕЧЕНИЕ БЕЗОПАСНОЙ ИЗОЛЯЦИИ ЖИДКИХ ОТХОДОВ НИЗКОГО И СРЕДНЕГО УРОВНЕЙ РАДИОАКТИВНОСТИ . . . . .	64
<i>В.И. Величкин, В.И. Мальковский, Н.Н. Тарасов, Ю.П. Диков</i> АНАЛИЗ УСЛОВИЙ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЕ В РАЙОНЕ ОЗЕРА КАРАЧАЙ (ЧЕЛЯБИНСКАЯ ОБЛАСТЬ) . . . . .	77
<i>Б.И. Омельяненко, В.И. Величкин, С.В. Юдинцев</i> ПОВЕДЕНИЕ АКТИНИДОВ В УСЛОВИЯХ ДОЛГОСРОЧНОГО ХРАНЕНИЯ И ЗАХОРОНЕНИЯ ОТРАБОТАННОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА . . . . .	86
<i>С.В. Юдинцев, Б.И. Омельяненко</i> ГЕОХИМИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ИЗОЛЯЦИИ ТЕХНЕЦИЯ . . . . .	99
<i>И.Н. Соловов, А.К. Лисицын</i> ПОЛИЭЛЕМЕНТНЫЕ ЭКЗОГЕННЫЕ ЭПИГЕНЕТИЧЕСКИЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ УРАНА: ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ТИПЫ И МЕТАЛЛЫ, ИЗВЛЕКАЕМЫЕ СЕРНОКИСЛОТНЫМ ПОДЗЕМНЫМ ВЫЩЕЛАЧИВАНИЕМ . . . . .	109
<i>В.А. Петров, В.В. Полуэктов, Р.М. Насимов, А.А. Бурмистров, С.И. Щукин, Й. Хаммер</i> ИЗУЧЕНИЕ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ПРОЦЕССОВ НА УРАНОВОМ МЕСТОРОЖДЕНИИ В ГРАНИТАХ ДЛЯ ОБОСНОВАНИЯ БЕЗОПАСНОСТИ ДЛИТЕЛЬНОЙ ИЗОЛЯЦИИ ОЯТ . . . . .	124
<i>В.М. Котляков, Л.Н. Васильев, М.Ю. Москалевский</i> БАЛАНС МАССЫ АНТАРКТИЧЕСКОГО ЛЕДНИКОВОГО ПОКРОВА . . . . .	139

---

<i>Ю.Я. Мачерет, А.Ф. Глазовский, И.И. Лаврентьев</i> ВОДА В ПОЛИТЕРМИЧЕСКИХ И ТЕПЛЫХ ЛЕДНИКАХ . . . . .	152
<i>В.Н. Михаленко, С.С. Кутузов, О.В. Нагорнов, С.А. Тюфлин, И.И. Лаврентьев, С.А. Марченко, В.И. Окопный</i> СТРАТИГРАФИЧЕСКОЕ СТРОЕНИЕ И ТЕМПЕРАТУРНЫЙ РЕЖИМ ФИРНОВО-ЛЕДЯНОЙ ТОЛЩИ НА ЗАПАДНОМ ПЛАТО ЭЛЬБРУСА . . . . .	180
<i>Ю.П. Масуренков, А.Л. Собисевич</i> ЭЛЬБРУССКОЕ ОЛЕДЕНЕНИЕ – ИНДИКАТОР ГЕОТЕРМИЧЕСКОГО И ФЛЮИДНОГО СОСТОЯНИЯ ВУЛКАНА . . . . .	189
<i>А.Н. Хименков, Г.З. Перльштейн, Д.О. Сергеев, А.Н. Власов, В.П. Мерзляков, Ю.В. Халилова</i> ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ РИСКА ОПАСНЫХ ПРОЦЕССОВ В КРИОЛИТОЗОНЕ . . . . .	205
<i>Е.В. Коротеева, Е.И. Вейсберг, Н.Б. Куюнцева, С.А. Лесина</i> ВЛИЯНИЕ КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ДИНАМИКУ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ВОСТОЧНЫХ ПРЕДГОРИЙ ЮЖНОГО УРАЛА . . . . .	213
<i>А.Ю. Кудеярова</i> ТРАНСФОРМАЦИЯ ПРИРОДНЫХ СОРБЦИОННЫХ БАРЬЕРОВ ПРИ ЗАФОСФАЧИВАНИИ КИСЛЫХ ПОЧВ . . . . .	223
<i>И.В. Галицкая, И.А. Позднякова, Л.С. Томс</i> МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДИКА ПРОГНОЗА И УПРАВЛЕНИЯ ТЕХНОПРИРОДНЫМ ГЕОХИМИЧЕСКИМ РИСКОМ НА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ . . . . .	239
<i>Л.С. Кучмент, А.Н. Гельфан</i> СОВМЕСТНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВЕРОЯТНОСТНЫХ И ДЕТЕРМИНИСТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ МАШТАБОВ И РИСКА КАТАСТРОФИЧЕСКИХ НАВОДНЕНИЙ НА ОСНОВЕ ФИЗИКО-МАТЕМАТИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ ФОРМИРОВАНИЯ СТОКА . . . . .	252
<i>В.В. Адушкин, П.П. Фирстов</i> ОСОБЕННОСТИ ЭКСПЛОЗИВНЫХ ПРОЦЕССОВ ВУЛКАНИЧЕСКИХ ИЗВЕРЖЕНИЙ И ИХ ПРОЯВЛЕНИЕ В ВОЛНОВЫХ ВОЗМУЩЕНИЯХ В АТМОСФЕРЕ . . . . .	264
<i>А.Ю. Озеров</i> МЕХАНИЗМ ПЕРИОДИЧЕСКОГО ФОНТАНИРОВАНИЯ БАЗАЛЬТОВЫХ ВУЛКАНОВ (ПО ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫМ ИССЛЕДОВАНИЯМ И ПРИРОДНЫМ НАБЛЮДЕНИЯМ) . . . . .	279
<i>О.В. Руденко, А.Л. Собисевич, Л.Е. Собисевич</i> О ФИЗИКЕ АКУСТИЧЕСКИХ НЕЛИНЕЙНОСТЕЙ И МЕДЛЕННЫХ ВОЛНАХ В ГРАНУЛИРОВАННОЙ ФЛЮИДОНАСЫЩЕННОЙ СРЕДЕ . . . . .	299
<i>В.Н. Николаевский</i> ОЧАГ ЗЕМЛЕТРЯСЕНИЯ – СОБЫТИЯ И ПРЕДВЕСТИКИ УДАРА . . . . .	316
<i>Б.В. Левин, Г.В. Шевченко, В.М. Кайстренко, Т.Н. Ивельская, Т.К. Пинегина, Н.Г. Разжигаева</i> ПРОБЛЕМА ЦУНАМИ: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ (ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫЙ АСПЕКТ) . . . . .	332
<i>В.А. Семенов, И.И. Мохов, М. Латиф</i> МОДЕЛИРОВАНИЕ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ В РЕГИОНАХ СЕВЕРНОЙ ЕВРАЗИИ ЗА ПОСЛЕДНИЕ ДЕСЯТИЛЕТИЯ . . . . .	355

---

<i>Ю.Н. Авсюк, А.Л. Собисевич</i> ПРИЛИВНАЯ ЭВОЛЮЦИЯ СИСТЕМЫ ЗЕМЛЯ – ЛУНА – СОЛНЦЕ И ГЕОДИНАМИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ЗЕМЛИ . . . . .	373
<i>В.Ч. Хон, И.И. Мохов</i> ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО ЦИКЛА К ИЗМЕНЕНИЮ ОРБИТАЛЬНЫХ ПАРАМЕТРОВ И КОНЦЕНТРАЦИИ АНТРОПОГЕННЫХ ПАРНИКОВЫХ ГАЗОВ . . . . .	392
<i>В.М. Григорьев, Л.В. Ермакова, А.В. Мордвинов, Ю.А. Наговицын, А.Г. Тлатов, В.Г. Иванов, Е.В. Милецкий, Е.Ю. Наговицына, А.И. Хлыстова, С.А. Язев</i> ВОЗНИКНОВЕНИЕ АКТИВНЫХ ОБЛАСТЕЙ НА СОЛНЦЕ, ИЗМЕНЕНИЯ ЕГО ГЛОБАЛЬНОГО МАГНИТНОГО ПОЛЯ В 11-ЛЕТНЕМ ЦИКЛЕ И НА ДЛИТЕЛЬНОЙ ШКАЛЕ ВРЕМЕНИ . . . . .	399
<i>С.И. Сороко, В.П. Рожков, Е.Г. Сергеева, С.С. Бекшаев, С.С.Андреева, И.В.Николаев</i> ОСОБЕННОСТИ МОРФОФУНКЦИОНАЛЬНОГО РАЗВИТИЯ ЦЕНТРАЛЬНОЙ НЕРВНОЙ СИСТЕМЫ И ГЕМОДИНАМИКИ МОЗГА У ДЕТЕЙ И ПОДРОСТКОВ В УСЛОВИЯХ ЕВРОПЕЙСКОГО И ДАЛЬНЕВОСТОЧНОГО СЕВЕРА . . . . .	413

Научное издание

# ЭКСТРЕМАЛЬНЫЕ ПРИРОДНЫЕ ЯВЛЕНИЯ И КАТАСТРОФЫ

В 2 томах

Том 2

## ГЕОЛОГИЯ УРАНА, ГЕОЭКОЛОГИЯ, ГЛЯЦИОЛОГИЯ

*Печатается по решению Научного совета Программы  
фундаментальных исследований президиума РАН № 4*

Ответственный составитель д.ф.-м.н. Собисевич Алексей Леонидович

Технический редактор В.И. Горбенко  
Компьютерная верстка К.А. Мордвинцев  
Корректор С.Б. Суслова

Подписано в печать 05.09.11. Формат 60×90/8  
Гарнитура Таймс. Бумага мелованная. Печать офсетная  
Усл. печ. л. 54. Тираж 200 экз.

ИФЗ им. О.Ю. Шмидта РАН  
123995 ГСП-5, Д-242, Москва, ул. Б. Грузинская, 10

Отпечатано в типографии издательства «ПРОБЕЛ 2000»  
109544 Москва, ул. Рабочая, 91