

Редколлегия журнала продолжает публикацию серии статей ведущих ученых и специалистов о тенденциях и перспективах развития того или иного раздела современной химии. Хотя история радиохимии насчитывает более 100 лет, приходится, к сожалению, констатировать еще недостаточное участие украинских ученых химиков-профессионалов в решении радиохимических проблем, особенно остро обозначившихся после Чернобыльской трагедии. В публикуемом обзоре члена-корреспондента НАН Украины Б.Ю. Корниловича сделана попытка привлечь внимание читателей хотя бы к одному из четырех разделов современной радиохимии (фундаментальной, прикладной, химии радиоактивных элементов, химии ядерных превращений) — прикладной радиохимии и радиоэкологии. Рассмотрены вопросы радиохимического анализа природных образцов, физико-химические особенности переноса радионуклидов в окружающей среде, разделения радионуклидсодержащих систем.

УДК 544.58

Б.Ю. Корнилович**НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ ПРИКЛАДНОЙ РАДИОХИМИИ И РАДИОЭКОЛОГИИ**

Рассмотрены некоторые аспекты развития общей и прикладной радиохимии, а также наиболее важные проблемы в радиоэкологии и химической технологии дезактивации радиоактивно загрязненных вод, шламов и грунтов.

Несмотря на то что возникновение и становление радиохимии как науки относится к началу прошлого столетия, бурное развитие эта отрасль химических знаний получила лишь в 40—50-е годы XX века в связи с необходимостью быстрого решения ряда оборонных задач. В этот период проводились исследования по всем четырем основным разделам радиохимии — по общей и прикладной радиохимии, по химии ядерных превращений и химии радиоактивных элементов [1, 2]. Для их обеспечения были усилены уже существующие на тот момент научные организации соответствующего профиля, а также созданы новые подразделения, расположенные преимущественно в Российской Федерации. В дальнейшем атомная отрасль развивалась в большей мере в направлении мирного использования ядерной энергии и поэтому в круг первоочередных проблем общей и прикладной радиохимии вошли вопросы радиоэкологии, а также дезактивации радиоактивно загрязненных сред и безопасного обращения с радиоактивными отходами [3, 4].

После аварии на Чернобыльской АЭС развитие атомной энергетики было поставлено в прямую зависимость от разработки новых технологий по созданию безопасных реакторов и конструктивных решений проблем охраны окружаю-

щей среды. Особую актуальность эта проблематика приобрела для Украины, в которой около половины производства всей электроэнергии обеспечивается за счет атомных станций [5].

Начало исследований в области радиохимии изотопов в Украине было положено членом-корреспондентом Е.С. Бурксером и позднее — академиком АН УССР А.И. Бродским, который впервые в СССР получил методом электролиза образцы тяжелой воды; под его же руководством были развернуты работы по применению радиоактивных индикаторов для изучения механизма и кинетики химических реакций, явлений адсорбции и катализа и т.п. [6—8]. Однако после Чернобыльской аварии основные усилия химиков были сконцентрированы на разработке всего комплекса проблем, связанного с радиоактивным загрязнением окружающей среды. Важнейшими направлениями решения этих задач являются: разработка новых и усовершенствование существующих методов анализа; изучение химических аспектов миграции радионуклидов в почвах и водах; усовершенствование технологий ядерного топливного цикла с целью снижения их негативного воздействия на окружающую среду; создание эффективных методов очистки радиоактивно загрязненных сред, а также усовершенствование спосо-

© Б.Ю. Корнилович, 2006

бов иммобилизации радиоактивных отходов.

Радиохимический анализ природных образцов. Основными источниками радиоактивного загрязнения в Украине, помимо аварии на ЧАЭС, являются предприятия начальной стадии ядерно-топливного цикла, выбросы и отходы атомных электростанций, а также пункты захоронения радиоактивных отходов [9, 10]. Поэтому для Украины характерно наличие в окружающей среде как искусственных, так и природных радионуклидов. Определение радионуклидного состава загрязненных образцов вод и почв представляет, однако, в ряде случаев значительные трудности и требует применения весьма трудоемких методов радиохимического анализа [11]. Для надежной идентификации радионуклидов необходимы по возможности простые и эффективные способы их выделения в радиохимически чистом состоянии (с помощью экстракционных, электрохимических и других методов). В связи с этим остается актуальной задача усовершенствования методик первичной подготовки проб к анализу, концентрирования и разделения радионуклидов, их выделения в виде образцов, пригодных для радиометрического определения на низкофоновых установках [12, 13]. Так, например, при определении ^{90}Sr обычно применяют длительные процедуры экстракционного концентрирования с использованием хлороформного раствора дициклогексил-18-краун-6. Последующее определение проводят по суммарной активности ^{90}Sr и его дочернего радионуклида ^{90}Y после двухнедельного накопления. В последнее время разрабатываются более экспрессные методы, основанные на использовании явления специфической сорбции радионуклидов на краунсодержащих сорбентах [14] или же на специально приготовленных оксидах, например, на оксиде сурьмы (V), в случае определения стронция [15].

Еще сложнее задача определения долгоживущих трансурановых элементов, что связано как с их низкими концентрациями в изучаемых образцах, так и с близостью их химических свойств [13—15]. Например, для надежного спектрометрического определения основных трансурановых элементов (ГУЭ) — плутония и америция — их также надо разделять, так как линии ^{238}Pu и ^{241}Am совпадают. Разделение основано на переводе плутония в четырехвалентное состояние, в то время как для америция сохраняется более характерная степень окисления, равная трем. Плутоний затем отделяют экстракцией или же ионообменным методом с использованием органических

смолов или неорганических ионообменников. Последние также широко применяются при определении урана, причем перспективным является использование для этих целей интенсивно разрабатываемых в последнее время титаносиликатных сорбентов [16]. Наряду с традиционными — радиометрическими и спектроскопическими — методами анализа урана, тория, ГУЭ проводятся интенсивные исследования по использованию для определения этих радионуклидов таких современных высокочувствительных и точных аналитических методов, как люминесценция, кулонометрия, сенсорные анализаторы [12].

Физико-химические особенности переноса радионуклидов в окружающей среде. Миграция радионуклидов в поверхностных и подземных водах и почвах определяется комплексом факторов, включающих химические свойства соответствующих элементов, а также характеристики самой природной среды. Однако несмотря на важность этой проблематики, в связи с большими экспериментальными трудностями, широкомасштабное изучение ее физико-химических аспектов было начато только в последние годы.

Достаточно подробно изучены механизм формирования и строение комплексов на поверхности, которые образуются при сорбции радионуклидов основными минеральными компонентами донных отложений и почв [17—21]. Вместе с тем для природных вод и почвенных растворов характерно наличие в значительных концентрациях как неорганических, так и органических веществ, которые существенно влияют на характер протекания процессов миграции радионуклидов в окружающей среде [4, 10, 22]. Влияние растворенных органических веществ на процессы переноса проявляется даже для ^{137}Cs , одного из наиболее опасных радионуклидов на территориях, загрязненных после аварии на ЧАЭС [10, 23]. Поведение этого радионуклида в окружающей среде в основном определяется взаимодействием с такими компонентами почв, как глинистые минералы, адсорбция на которых является высокоспецифической за счет Si—OH, Al—OH активных центров на боковых гранях частиц слоистых силикатов (рис. 1) [17, 18]. Взаимодействие же ионов цезия с органическими компонентами почв — гуминовыми веществами, полисахаридами и протеинами — обычно рассматривается как неспецифическое. В то же время установлено, что биологическая доступность ^{137}Cs существенно зависит от содержания органического вещества в почвах, даже несмотря на наличие в последних глинист-

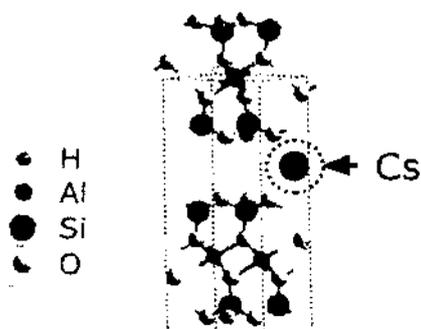


Рис. 1. Сорбция ионов цезия на боковых гранях слоистых силикатов.

тых минералов в количествах, значительно превышающих необходимые для полного связывания всего радиоцезия [24—26]. Органические макромолекулы в почвах, следовательно, могут в определенной степени влиять на процессы адсорбции ^{137}Cs на минеральных компонентах почв, однако до сих пор полностью не определен механизм этого влияния. Исследования свидетельствуют о возможности блокирования ними наиболее селективных по отношению к ионам цезия активных центров на боковых гранях минеральных частиц и снижении, таким образом, сорбционных характеристик слоистых силикатов [26—28].

Благодаря высоким комплексообразующим свойствам актиноидов влияние растворенных органических веществ на характер протекания процессов сорбции этих радионуклидов минеральными частицами должно проявляться в значительно большей степени, чем для радионуклидов щелочных и щелочно-земельных элементов. В то же время до сих пор многие аспекты взаимодействия актиноидов с компонентами почв остаются невыясненными.

Атомная отрасль Украины может базироваться на мощнейших месторождениях урановых руд, по суммарным запасам которых страна входит в десятку крупнейших производителей в мире [9]. Негативное воздействие работающих предприятий первых стадий ядерного топливного цикла связано прежде всего с газообразными выделениями ^{222}Rn из руд и продуктов переработки, а также с жидкими отходами (технологические растворы гидрометаллургических заводов после извлечения урана, шахтные воды и т.д.) [4, 29]. Интересно отметить, что если до последнего десятилетия XX столетия большее внимание в мировых научно-технических программах, связанных с оздоровлением ситуации в регионах добычи и переработки урановых руд, уделялось минимизации

отрицательного влияния радона, то в настоящее время основные усилия ученых сконцентрированы на изучении миграции непосредственно урана в окружающей среде [30].

При работе предприятий ядерного топливного цикла в окружающую среду поступают радиоизотопы трех радиоактивных семейств ^{238}U , ^{235}U и ^{232}Th , однако определяющее значение имеет только семейство ^{238}U [4, 29]. В поверхностных водоемах и верхних слоях почвы, в окислительных условиях, для растворенного урана наиболее характерно шестивалентное состояние, в то время как в подземных водах, в восстановительных условиях, обычной является степень окисления IV [4]. Химическое поведение урана в окружающей среде осложнено возможностью одновременного протекания процессов гидролиза, полимеризации и комплексообразования и наличием, таким образом, соединений урана различного состава или даже ультрадисперсных урансодержащих коллоидных частиц [31, 32].

Сорбционные характеристики почвенных силикатов по отношению к урану определяются наличием на их поверхности нескольких типов активных центров. Важные сведения о механизме сорбции уранил-ионов на поверхности слоистых силикатов получены в последнее время благодаря использованию современных спектральных методов, в том числе рентгеноспектрального метода изучения тонкой структуры (EXAFS) [19—21, 33, 34]. В случае урана последний метод обладает повышенной чувствительностью в связи с большой атомной массой этого элемента. Уже первые попытки применения метода EXAFS для характеристики состояния уранил-ионов на поверхности типичного глинистого минерала — монтмориллонита — показали близость спектров образцов, полученных при сорбции из достаточно концентрированных растворов, и спектров свободных растворов солей урана [19]. Это указывает на сохранение строения ближней координационной сферы ионов уранила в процессе сорбции и согласуется с представлениями о сорбции основных количеств урана по чисто ионообменному механизму с образованием внешнесферных комплексов на базальных гранях минерала [35].

Последующие исследования, проведенные с использованием методов электронно-эмиссионной спектроскопии и спектроскопии комбинационного рассеяния, позволили идентифицировать четыре типа уранил-сорбционных комплексов, образующихся на поверхности глинистых минералов [20]. При низких степенях заполнения по-

верхности было зафиксировано формирование нескольких типов комплексов, которые были отнесены к центрам боковых граней пластинчатых частиц слоистых силикатов. В то же время при повышении степени заполнения, когда количество сорбированного урана значительно превышает количество активных центров на боковых гранях, полученные спектры отвечают ионам урана, связанным преимущественно с ионообменными центрами на базальных гранях [20]. Структура образующихся поверхностных комплексов была уточнена дальнейшими спектроскопическими исследованиями [21, 33, 34].

Значительно более сложным является характер процессов, происходящих при взаимодействии редкоземельных или трансурановых элементов с минеральными компонентами осадков и почв в присутствии природных органических веществ [36, 37]. При анализе этих процессов необходимо учитывать все комплексообразующие

формы, находящиеся в растворе. Так, для урана практически единственной комплексообразующей формой в кислых растворах является уранил-ион UO_2^{2+} , в то время как при повышении pH в растворе образуются формы с меньшим положительным зарядом, нейтральные или даже отрицательно заряженные продукты гидролиза: UO_2OH^+ , $(UO_2)_3(OH)^{5+}$, $UO_2(OH)_2$, UO_2CO_3 , $(UO_2)_2CO_3(OH)_3^-$ и др. [4]. Распределение форм урана в присутствии различных комплексообразователей природного и техногенного происхождения в зависимости от pH среды, рассчитанное на основе имеющихся литературных данных, представлено на рис. 2 [38, 39].

Наибольший интерес представляет сравнение результатов, полученных в широком диапазоне — от следовых радиоконцентраций до аналитических количеств. Так, для ^{152}Eu , который является удобным объектом для моделирования процессов сорбции радионуклидов лантаноидного и

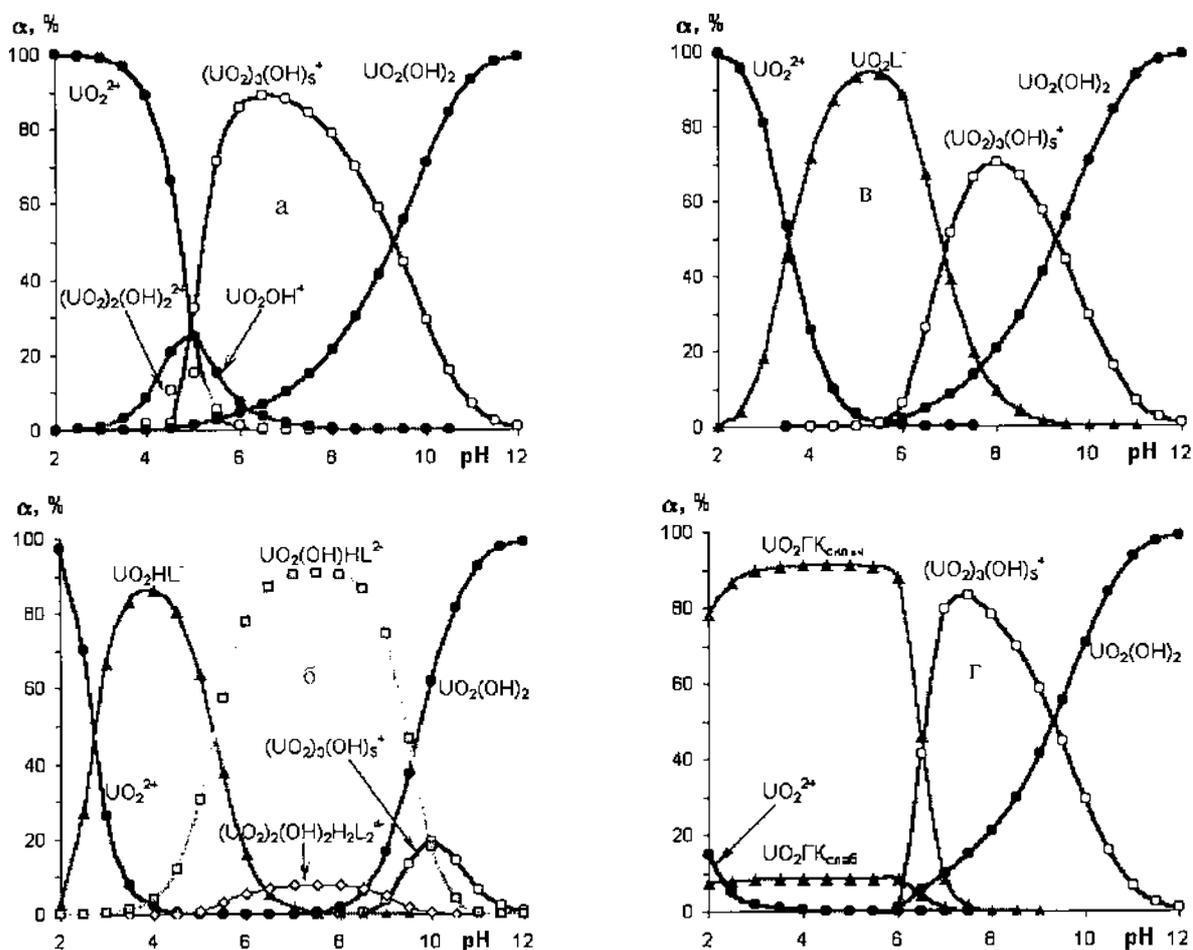


Рис. 2. Распределение форм урана (VI) в чистых водных растворах (а) и в присутствии разных комплексообразователей: $5 \cdot 10^{-4}$ М ЭДТА (б); $5 \cdot 10^{-4}$ М НТА (в); 100 мг/дм^3 ГК (г).

актиноидного рядов (β -излучатель), отличительной чертой полученных результатов является меньшая, сравнительно с ^{137}Cs , зависимость коэффициента распределения от степени заполнения поверхности [40, 41].

Близость значений коэффициента распределения в данном случае в большом интервале концентраций, вероятно, обусловлена проявлением комплексобразующих свойств этого элемента и возможностью формирования прочных внутрисферных комплексов не только на боковых гранях минеральных частиц с участием Si(Al)-OH групп, но и на их базальных поверхностях. Аналогичные результаты были получены и для урансодержащих силикатных систем [40, 41].

Интересной особенностью процессов сорбции в этих системах является также возможность образования на поверхности тройных комплексов с участием природных органических веществ (ПОВ) типа Si(Al)-M-ПОВ-M , в которых одна из свободных функциональных групп молекул ПОВ образует координационную связь с адсорбированным ионом M [42, 43]. Схематически вероятное строение таких комплексов с участием фульвиновых кислот представлено на рис. 3.

Разделение радионуклидсодержащих жидких сред. Целенаправленный выбор наиболее эффективных методов разделения жидких сред определяется, в первую очередь, их радионуклидным составом, а также наличием и концентрацией растворенных неорганических и органических веществ. Для выделения радионуклидов из растворов наиболее широко применяются осадительный,

сорбционный и термический методы [44—47].

Одно из традиционных и важнейших направлений в разделении радионуклидсодержащих сред — получение новых органических и неорганических сорбентов с повышенными, а зачастую уникальными по отношению к различным группам радионуклидов, характеристиками. Особенно перспективными в этом отношении представляются сорбенты на основе ферроцианидов [48], хитозана [49], различных фосфатов и гидрофосфатов [50, 51], термоксида и др. [52].

В последнее время на разработку технологий очистки радиоактивно загрязненных вод, особенно больших объемов, существенное влияние оказывают энергетический и экономический факторы. Вследствие этого преобладают технологии водоочистки с использованием сорбентов на основе дешевого минерального сырья. Эффективным способом очистки радиоактивно загрязненных вод является применение осадительно-сорбционного метода, когда в разделяемую среду последовательно или параллельно вводятся осадитель-коагулянт и порошкообразный сорбент на основе различных глинистых минералов, цеолитов и др. [47, 53]. Для улучшения сорбционных характеристик минералов целесообразно применение различных видов активации — кислотной, щелочной, гидротермальной и др. Значительные преимущества имеет механохимическая активация, которая позволяет сочетать стадию приготовления порошкообразных сорбентов с активацией минералов и регулировать физико-химические свойства их поверхности в достаточно широких пределах [53].

Существенную экологическую опасность в Украине представляют низкоактивные жидкие отходы при добыче и переработке радиоактивных руд. Шахтные воды урановых рудников содержат до 10.0 мг/л естественного урана, а их количество на одном руднике может составлять тысячи кубических метров в сутки [54]. При последующей переработке урановых руд на гидрометаллургических за водах образуется более 4 т жидких отходов на одну тонну руды. В то же время имеющиеся хвостохранилища не обеспечивают полной изоляции токсичных компонентов урансодержащих отходов.

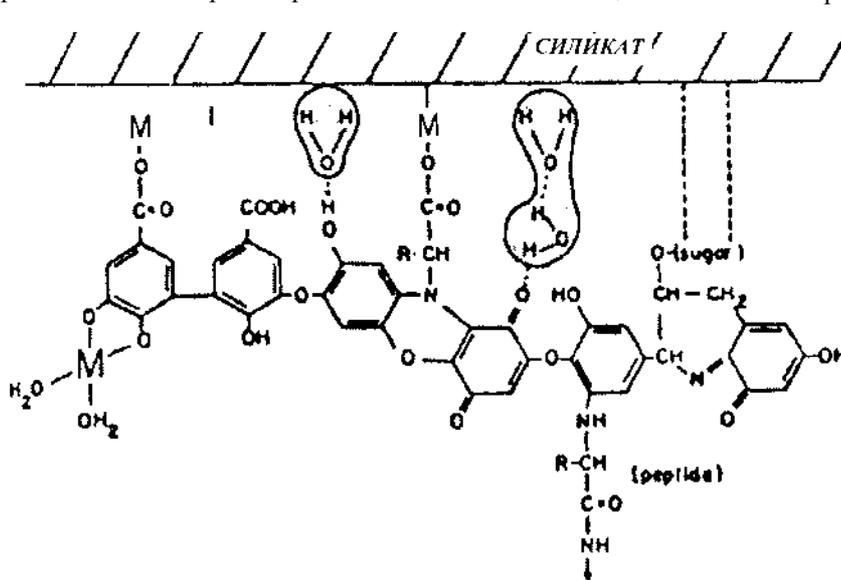


Рис. 3. Строение фульватных комплексов.

В 80-е годы XX столетия под руководством академика НАН Украины А.Т. Пилипенко была разработана технология комплексной переработки шахтных вод, позволяющая доводить до требуемых кондиций минерализованные воды различных классов [55]. Однако требование глубокого извлечения радионуклидов применительно к шахтным водам урановых рудников перед их сбросом в природную гидрографическую сеть делает необходимым доработку предложенной технологической схемы с внесением дополнительных стадий, базирующихся на применении осадительного или осадительно-сорбционного метода [9, 56].

Новым и весьма перспективным направлением в разделении жидких смесей, в том числе и содержащих радионуклиды, является применение мембранных методов, основанных на ситовом эффекте и сочетающих высокую эффективность с малой энергоемкостью [46, 57—59]. В то же время для радионуклидов в большинстве случаев основное предъявляемое требование состоит в удалении только радиоактивных компонентов с сохранением остальных присутствующих в растворе катионов и анионов. В случае обладающих хорошими комплексообразующими свойствами актиноидов указанную задачу можно решить, применяя специально вводимые в разделяемые растворы реагенты-комплексообразователи. Возникновение достаточно больших по размеру комплексов с удаляемыми радионуклидами позволяет использовать более крупнопористые мембраны и, таким образом, снизить давление в баромембранных процессах.

Развиваемые на границе двух наук — химии и биологии — микробиологические методы разделения радионуклидсодержащих смесей также представляют интерес вследствие дешевизны основанных на них технологических процессов. В первую очередь перспективными являются биосорбционные процессы, в которых в качестве сорбентов применяются различные биологические объекты [60, 61], в том числе и обладающие уникальными свойствами, например, бактерии с магнитным дипольным моментом [62]. Последнее позволяет использовать для их сбора после сорбции радионуклидов магнитную сепарацию. Для повышения эффективности процесса в ряде случаев целесообразно использовать иммобилизованные на носителях различные типы микроорганизмов, что существенно упрощает аппаратное оформление [63, 64]. С другой стороны, в случае урана (VI) для проведения процесса разделения можно ис-

пользовать сульфат-редуцирующие бактерии, обуславливающие восстановление до U (IV) [65].

Разделение радионуклидсодержащих дисперсных систем. В настоящее время одна из наиболее актуальных проблем этого научного направления состоит в разработке эффективных методов выделения радионуклидов различной химической природы из сложных по своему химическому и минералогическому составу природных дисперсных систем. Авария на Чернобыльской АЭС, а также производственная деятельность предприятий ядерного топливного цикла привели к радиоактивному загрязнению в Украине значительных территорий, последующая ремедиация которых требует вложения значительных средств [9, 10, 23].

Фундаментальные представления коллоидно-химической науки лежат в основе новых методов разделения радионуклидсодержащих дисперсных систем. Различная химическая природа радиоактивного загрязнения требует дифференцированного подхода к подбору наиболее эффективных методов разделения [10, 66, 67]. Так, для грунтов, загрязненных вследствие деятельности ураноперерабатывающих предприятий, определяющим является вопрос о формах связи урана в природных дисперсных системах [4, 10, 68]. Для очистки такого типа грунтов возможно использование приемов, основанных на применении различных типов реагентов и сорбционных материалов [69, 70].

Одним из наиболее перспективных методов, базирующихся на достижениях отечественной школы коллоидной химии академика АН УССР А.В. Думанского, является так называемый электрокинетический метод очистки дисперсных систем, который позволяет обеспечить выделение радионуклидного компонента из сложных по составу шламов и почв при наложении оптимального по параметрам электрического поля [70—72]. Вследствие микро- и макронеоднородности структуры этих систем и наличия в них не только воды, но и воздуха поляризационные процессы и электроосмотические потоки характеризуются значительной неоднородностью и изменяются во времени. Как известно, для процессов электроосмотического переноса, сравнительно с фильтрацией, характерно возникновение значительных градиентов скорости в непосредственной близости от поверхности — в области двойного электрического слоя [73]. При этом скорость потока возрастает от нуля на поверхности до максимальных значений на границе диффузного слоя. Для фильтрации эпюра скоростей потока жидкости в порах имеет совершенно иной, параболичес-

кий вид с максимальными значениями скоростей по центру пор. Такой характер электроосмотического потока с градиентами скорости у поверхности порядка $100\text{--}1000\text{ с}^{-1}$ обуславливает интенсивное перемешивание в приповерхностном слое, способствуя значительному ускорению различных поверхностных реакций, в том числе адсорбционно-десорбционных процессов. В качестве реагентов-интенсификаторов целесообразно применение наиболее безопасной с экологической точки зрения уксусной кислоты, а также комплексобразователей ЭДТА, НТА или ЭДА [70, 72]. Еще одним преимуществом данного метода является возможность проведения разделения посредством размещения электродных камер непосредственно в очищаемом грунте без его выемки (*in situ*), что позволяет значительно сократить затраты труда и энергии.

Разработка эффективных технологий очистки радиоактивно загрязненных дисперсных систем невозможна без рассмотрения вопроса о переработке образующихся при этом высокотоксичных отходов [3, 46]. Утилизация радиоактивных отходов — одно из наиболее "узких" мест ядерной энергетики. Соответствующие технологии предполагают иммобилизацию радиоактивных отходов в преимущественно неорганических матрицах различной природы, определяемой типом дезактивируемого радионуклида, формирование которых требует применения специальных дорогостоящих методов [3, 46, 74]. Однако принятие решения об их использовании требует дифференцированного подхода, поскольку при обезвреживании отходов невысокой активности зачастую достаточным является использование керамических материалов на основе сравнительно дешевого природного минерального сырья. Как было показано в ряде исследований [75—78], на его основе уже при сравнительно невысоких температурах могут формироваться достаточно прочные кристаллизационные структуры, обладающие высокими прочностью и стабильностью по отношению к различным агрессивным средам.

РЕЗЮМЕ. Розглянуто деякі аспекти розвитку загальної та прикладної радіохімії, а також найбільш важливі проблеми радіоекології та хімічної технології дезактивації радіоактивно забруднених вод, шламів і ґрунтів.

SUMMARY. The paper considers some aspects of the development of general and applied radiochemistry and the most important problems in radioecology and chemical technology of radioactively contaminated waters, wastes and soils deactivation.

1. *Радиохимия и химия ядерных процессов* / Под ред. А.Н. Мурина, В.Д. Нефедова, В.П. Шведова. -Л.: Госхимиздат, 1960.
2. *Несмеянов А.Н.* Радиохимия. -М.: Высш. шк., 1978.
3. *Землянхун В.И., Ильенко Е.И., Кондратьев А.Н. и др.* Радиохимическая переработка ядерного топлива АЭС. -М.: Энергоатомиздат, 1989.
4. *Тутаева Н.А.* Ядерная геохимия. -М.: Изд-во МГУ, 2000.
5. *Степанов А.В., Кухарь В.П.* Достижения энергетики и защита окружающей среды. -Киев: Наук. думка, 2004.
6. *Развитие физической химии на Украине* / Под ред. В.Д. Походенко. -Киев: Наук. думка, 1989.
7. *Бродский А.И.* Химия изотопов. -М.: Изд-во АН СССР, 1957.
8. *Фиалков Ю.Я.* Применение изотопов в химии и химической промышленности. -Киев: Техніка, 1975.
9. *Добыча и переработка урановых руд в Украине* / Под ред. А.П. Чернова. -Киев: АДЕФ-Украина, 2001.
10. *Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. и др.* Геохимия техногенных радионуклидов. -Киев: Наук. думка, 2002.
11. *Лагрухина А.К., Мальшиева Т.В., Павлоцкая Ф.И.* Радиохимический анализ. -М.: Изд-во АН СССР, 1963.
12. *Мясоедов Б.Ф.* // Журн. Российского хим. общ-ва им. Д.И. Менделеева. -1993. -**37**, № 4. -С. 28—33.
13. *Павлоцкая Ф.И., Мясоедов Б.Ф.* // Радиохимия. -1996. -**38**, № 3. -С. 193—209.
14. *Нестеров С.В.* // Успехи химии. -2000. -**69**, № 9. -С. 840—855.
15. *Гончарук В.В., Корнилович Б.Ю., Лукачина В.В.* // Химия и технол. воды. -1996. -**18**, № 2. -С. 131—139.
16. *Стрелко В.В., Псарева Т.С., Закутевский О.И. и др.* // Доп. НАН України. -2005. -№ 7. -С. 142—147.
17. *Young D.A., Smith D.E.* // J. Phys. Chem. B. -2000. -**104**. -P. 9163—9170.
18. *Bradbury M.H., Baeyens B.* // J. Contaminant Hydrology. -2000. -**42**. -P. 141—163.
19. *Dent A.J., Ramsay J.D.F., Swanton S.W.* // J. Colloid and Interface Science. -1992. -**150**, № 1. -P. 45—60.
20. *Morris D.E., Chisholm-Brause C.J., Barr M.E. et al.* // Geochim. et Cosmochim. Acta. -1994. -**58**, № 17. -P. 3613—3623.
21. *Froideval A., Del Nero M., Barillon R. et al.* // J. Colloid and Interface Science. -2003. -**266**. -P. 221—235.
22. *Mc Carthy J.F., Sanford W.E., Stafford P.L.* // Environmental Science and Technology. -1998. -**32**, № 24. -P. 3901—3906.
23. *Чернобыльская катастрофа* / Под ред. В.Г. Барьяхтара. -Киев: Наук. думка, 1995.
24. *Staunton S., Roubaud M.* // Clays and Clay Minerals. -1997. -**45**, № 2. -P. 251—260.
25. *Dumat C., Quiquampoix H., Staunton S.* // Environmental Science and Technology. -2000. -**34**, № 14. -P. 2985—2989.
26. *Rigol A., Vidal M., Rauret G.* // J. Environmental Radioactivity. -2002. -**58**, № 2—3. -P. 191—216.
27. *Dumat C., Staunton S.* // Ibid. -1999. -**46**. -P. 187—200.
28. *Корнилович Б.Ю., Пшинко Г.Н., Спасенова Л.Н.* //

- Радиохимия. -2000. -**42**, № 1. -С. 92—96.
29. Громов Б.В. Введение в химическую технологию урана. -М.: Атомиздат, 1978.
 30. Landa E.R. // J. Environmental Radioactivity. -2004. -**77**. -Р. 1—27.
 31. Химия актиноидов / Под ред. Дж. Каца, Г. Сиборга, Л. Морсса: в 3-х т. -М.: Мир, 1991. -Т. 1.
 32. Kimm J.I. // Radiochim. Acta. -1991. -**52/53**. -Р. 71—81.
 33. Hudson E.A., Terminello L.J., Viani B.E. et al. // Clays and Clay Minerals -1999. -**47**, № 4. -Р. 439—457.
 34. Chisholm-Brause C.J., Berg J.M., Little K.M. et al. // J. Colloid and Interface Science. -2004. -**277**. -Р. 366—382.
 35. Sposito G. The Surface Chemistry of Soils. -New York: Oxford University Press, 1984.
 36. Ho C.H., Miller N.H. // J. Colloid and Interface Science. -1985. -**106**, № 2. -Р. 281—288.
 37. Righetto L., Bidoglio G., Azimonti G., Bellobono I.R. // Environmental Science and Technology. -1991. -**25**, № 11. -Р. 1913—1919.
 38. Боголепов А.А., Пишинко Г.Н., Корнилович Б.Ю. // Химия и технол. воды. -2005. -**27**, № 4. -С. 343—356.
 39. Боголепов А.А., Пишинко Г.Н., Корнилович Б.Ю. // Там же. -2006. -**28**, № 4. -С. 350—362.
 40. Корнилович Б.Ю., Масько А.Н., Пишинко Г.Н., Спасенова Л.Н. // Радиохимия. -1997. -**39**, № 4. -С. 370—374.
 41. Pshinko G., Spasenova L., Kornilovich B. // Adsorption Science & Technology. -2004. -**22**, № 8. -Р. 669—678.
 42. Kornilovich B., Pshinko G., Spasenova L., Kovalchuk I. // Adsorption, Science & Technology. -2000. -**18**, № 10. -Р. 873—880.
 43. Корнилович Б.Ю., Пишинко Г.Н., Ковальчук И.А. // Радиохимия. -2001. -**43**, № 5. -С. 464—467.
 44. Кузнецов Ю.В., Щебетковский В.Н., Трусов А.Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений. -М.: Атомиздат, 1974.
 45. Ласкорин Б.Н., Стрелко В.В., Стражеско Д.Н., Денисов В.И. Сорбенты на основе силикагеля в радиохимии. -М.: Атомиздат, 1977.
 46. Никифоров А.С., Куличенко В.В., Жихарев М.И. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов. -М.: Энергоатомиздат, 1985.
 47. Корнилович Б.Ю. // Химия и технол. воды. -1998. -**20**, № 1. -С. 70—75.
 48. Бардов А.И., Ворошилов Ю.А., Землина Н.П. и др. // Радиохимия. -1999. -**41**, № 5. -С. 451—455.
 49. Косяков В.Н., Велешко И.Е., Яковлев Н.Г. и др. // Там же. -2003. -**45**, № 4. -С. 366—369.
 50. Боровинский В.А., Лызлова Е.В., Рамазанов Л.М. // Там же. -2001. -**43**, № 1. -С. 77—79.
 51. Кулюхин С.А., Красавина Е.П., Мизина Л.В. и др. // Там же. -2005. -**47**, № 1. -С. 80—84.
 52. Комаревский В.М., Степанец О.В., Шарыгин Л.М. // Там же. -2000. -**42**, № 3. -С. 256—259.
 53. Корнилович Б.Ю. Структура и поверхностные свойства механохимически активированных силикатов и карбонатов. -Киев: Наук. думка, 1994.
 54. Мосинец В.Н., Авдеев О.К., Мельниченко В.М. Безотходная технология добычи радиоактивных руд. -М.: Энергоатомиздат, 1987.
 55. Комплексная переработка шахтных вод / Под ред. А.Т. Пилипенко. -Киев: Техніка, 1985.
 56. Гончарук В.В., Корнилович Б.Ю., Павленко В.М. и др. // Химия и технол. воды. -2001. -**23**, № 2. -С. 410—418.
 57. Корнилович Б.Ю., Ковальчук И.А., Пишинко Г.Н. и др. // Там же. -2000. -**22**, № 1. -С. 66—73.
 58. Kryvoruchko A.P., Kornilovich B.Yu. // Desalination. -2003. -**157**. -Р. 403—407.
 59. Kryvoruchko A.P., Yurlova L.Yu., Atamanenko I.D., Kornilovich B.Yu. // Ibid. -2004. -**162**. -Р. 229—236.
 60. Roig M.G., Manzano T., Diaz M. // Water Research. -1997. -**31**, № 8. -Р. 2073—2083.
 61. Kalin M., Wheeler W. N., Meinrath G. // J. Environmental Radioactivity. -2005. -**78**. -Р. 151—177.
 62. Bahaj A.S., Croudace I.W., James P.A.B. et al. // J. Magnetism and Magnetic Materials. -1998. -**184**. -Р. 241—244.
 63. Корнилович Б.Ю., Гвоздяк П.И., Пишинко Г.Н., Спасенова Л. Н. и др. // Химия и технол. воды. -2001. -**23**, № 5. -С. 545—551.
 64. Bender J., Phillips P. // Bioresource Technology. -2004. -**94**. -Р. 229—238.
 65. Panak P., Hard B.C., Pietzsch K. et al. // J. Alloys and Compounds. -1998. -**271—273**. -Р. 262—266.
 66. Чиркст Д.Э., Литвинова Т.Е., Черемисина О.В. и др. // Радиохимия. -2002. -**44**, № 4. -С. 378—381.
 67. Прозоров Л.Б., Комарова Н.И., Молчанова Т.В. // Там же. -2002. -**44**, № 5. -С. 470—474.
 68. Morris D.E., Allen P.G., Berg J.M. et al. // Environmental Science and Technology. -1996. -**30**, № 7. -Р. 2322—2331.
 69. Francis A.J., Dodge C.J. // Ibid. -1998. -**32**, № 24. -Р. 3993—3998.
 70. Environmental Restoration of Metals Contaminated Soils / Ed. I.K. Iskandar. -Boca Raton, Lewis Publ., 2001.
 71. Kornilovich B., Mishchuk N., Klischenko R. et al. // The Third Int. Conf. "Interfaces Against Pollution". -Julich, Germany, 2004. -Р. А19.
 72. Kornilovich B., Mishchuk N., Abbruzzese K. et al. // Colloids and Surfaces A: Physicochem.Eng.Aspects. -2005. -**265**, № 1—3. -Р. 114—123.
 73. Interfacial Electrokinetics and Electrophoresis. Surfactant Science Ser. -Vol. 106. -New York: Mark Decker Inc., 2002.
 74. Бадуев А.В., Галкин Б.Я., Митяхина В.С., Исупов В.К. // Радиохимия. -2000. -**42**, № 4. -С. 295—307.
 75. Вишневецкий А.С., Данилов А.А., Кожемяко Л.Н. и др. // Там же. -1988. -**30**, № 6. -С. 811—816.
 76. Стефановский С.В., Иванов И.А., Гулин А.Н., Лифанов Ф.А. // Там же. -1993. -**35**, № 3. -С. 106—113.
 77. Богданов Р.В., Кузнецова Р.А., Сергеев А.С. и др. // Там же. -1994. -**36**, № 5. -С. 470—479.
 78. Спасенова Л. Н., Корнилович Б.Ю., Крупа В.А. и др. // Химия и технол. воды. -1997. -**19**, № 6. -С. 610—617.