

## УРАН (VI) В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ: ИССЛЕДОВАНИЕ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ

С.А. Кобец, Г.Н. Пшинко, Л.Н. Пузырная

Институт коллоидной химии и химии воды  
им. А.В. Думанского НАН Украины, г. Киев

Поступила 03.04.2012 г.

*Проведено сравнительное исследование форм нахождения  $U(VI)$  в природных водах на основе экспериментального определения доли растворимой и коллоидной его форм и рассчитанных с использованием известных констант устойчивости. Показано, что в зависимости от концентрации  $U(VI)$ , карбонат-ионов и взвешенных частиц различной природы могут существенно изменяться формы радионуклида в водных средах. Установлено, что  $U(VI)$  на уровне его типичных концентраций (несколько микрограмм и ниже) находится в природных водах в виде растворимых разнометальных и карбонатных форм.*

**Ключевые слова:** карбонат-ионы,  $U(VI)$ , формы нахождения, природные воды.

**Введение.** Известно, что миграция микроэлементов в системе природная вода – минеральные взвеси (органические, органоминеральные) – придонные осадки в значительной степени зависит от физико-химического состояния системы, химической природы металла, форм его попадания в воду, а также от сорбционно-десорбционных процессов на границе раздела осадок – вода. Некоторые металлы способны менять свою форму под воздействием различных факторов, в частности, сорбируясь минеральными частицами (глинистыми, аморфными оксигидроксидами железа и алюминия [1 – 4]) и гумусовыми веществами (ГВ); могут мигрировать в виде тонкодисперсных взвесей и растворимых фульватных комплексов [5], а также осаждаться в донных осадках [6,7]. Возможны и процессы вторичного загрязнения водных сред токсическими металлами в результате сдвига установленного ранее термодинамического равновесия (их десорбции с донных осадков [8]).

Большинство работ посвящено исследованию форм нахождения тяжелых металлов (ТМ) и радионуклидов (РН) в донных осадках, в кото-

рых авторы рассматривают геохимический аспект их подвижности [9, 10]. Определение содержания водорастворимой (дистиллированная вода) фракции, обменной и легкорастворимой (1 моль  $\text{NH}_4\text{Ac}$ , pH 4,8), подвижной (1 М  $\text{HCl}$ ) и кислоторастворимой (6 М  $\text{HCl}$ ) позволяет оценить трансформацию токсикантов под действием различных факторов в экосистемах [1, 9]. Кроме того, некоторые авторы [10] определяют также потенциально подвижные формы, связанные с аморфной составляющей – органоинеральными комплексами и аморфными окислами железа и алюминия (1 М  $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$  в 25 %-ном растворе  $\text{HAc}$ ), а также формы нахождения металлов, связанных в комплексы с органическими веществами (30 %  $\text{H}_2\text{O}_2$ , 0,1 М  $\text{HNO}_3$  до pH 2).

Работ, посвященных формам нахождения металлов в воде, значительно меньше из-за низкого общего содержания последних, поскольку определить долю растворенной катионной (связанной с комплексообразующими лигандами) и коллоидной форм достаточно сложно. В большинстве случаев при проведении мониторинга качества воды определяют только растворенные формы элементов, т.е. именно те, что проходят через мембранные фильтры и не отделяются при центрифугировании. Исследование фазового распределения взвешенных, коллоидных и растворенных форм проведено авторами [5] с использованием мембранных и ядерных полимерных фильтров, что позволило оценить механизм переноса радионуклидов из поверхностных слоев почвы в грунтовые воды (размер частиц (мкм), относящихся к грубодисперсной твердой фракции –  $0,1 > 1$ , к коллоидной –  $0,01 - 0,1$ , а к ионно-дисперсной  $< 0,01$ ). Известны работы по определению не только общего содержания, но и форм миграции металлов в природных водах [11], влияния pH и фульвокислот на миграцию их различных форм в системе "донные отложения – вода" [12] и иммобилизации ТМ донными отложениями в присутствии ГВ [13]. Мониторинг содержания токсических металлов в водных объектах, донных отложениях и накопленных в живых организмах (мышцах рыб) также позволяет в определенной степени оценить их распределение в конкретных исследуемых водных системах [14]. Для оценки токсичности водных систем принимают во внимание содержание подвижных форм металлов [15]. Однако такой подход уже не удовлетворяет требованиям как практики водоочистки, так и теории изучения и использования водных объектов, поскольку не позволяет прогнозировать поведение металлов в водных системах с другими физико-химическими характеристиками и подлежит в значительной мере критике [16]. Поэтому, как правило, исследования проводят на модельных системах, имитирующих природные среды, а именно определяют влияние различных факторов (pH, величины ионной силы, концентрации природных лигандов, твердой фазы и др.) на формирование форм металлов в водных системах [17]. Кроме

того, важной характеристикой при определении растворенных и дисперсных форм ТМ и РН является их заряд, на основе чего можно прогнозировать подвижность последних в зависимости от физико-химических особенностей водной среды, учитывая содержание минеральных, органических и органо-минеральных взвесей, которые, как правило, несут отрицательный заряд.

Цель данной работы – теоретико-экспериментальное исследование форм нахождения U(VI) в модельных водных средах и реальных природных водах.

Ранее [4, 17, 18] была изучена сорбция U(VI) глинистым минералом – монтмориллонитом (типичный глинистый компонент почв и минеральных взвесей водных сред), при этом показано, что осажденные на его поверхности ГВ и гидроксиды железа существенно влияют на связывание соединений U(VI) в присутствии различных лигандов – гумусовых, щавелевой и лимонной кислот и карбонат-ионов при их фиксированных концентрациях. Нами проведено исследование влияния гидрокарбонат-ионов (на различном уровне их концентраций) и ионов кальция, как типичных компонентов природных вод, на состояние U(VI) в растворе. Экспериментально определено содержание растворимых и нерастворимых (взвешенных, коллоидных) форм U(VI) в реальных, а также модельных образцах воды в присутствии гидрокарбонат-ионов при различных концентрациях. Кроме того, рассчитаны формы нахождения U(VI) на основе констант устойчивости комплексных соединений с карбонат-ионами и ионами кальция в зависимости от рН и их концентрации.

Следует отметить, что для U(VI), в отличие от большинства ТМ и РН, характерно образование растворимых карбонатных форм. Их содержание определяется величиной рН водной среды и, в значительной степени, концентрацией гидрокарбонат-ионов.

**Методика эксперимента.** Для моделирования водных сред в дистиллированную воду вводили U(VI) с концентрацией  $1 \cdot 10^{-4}$  М для надежного фотометрического определения последнего (уровень его природных концентраций как в поверхностных, так и в артезианских водах колеблется в пределах от сотых долей до нескольких микрограмм, что не позволяет корректно проводить такие исследования, и, кроме того, указанная концентрация U(VI) не может существенным образом повлиять на общее солесодержание). Гидрокарбонат-ионы вводили в виде соли  $\text{NaHCO}_3$  до концентрации  $1 \cdot 10^{-2}$  М, а ионы кальция – в виде его хлорида с концентрациями  $1,5 \cdot 10^{-3}$  и  $6 \cdot 10^{-3}$  М. Для моделирования природных взвесей использовали практически мономинеральный монтмориллонит Черкасского месторождения (Мн-т) и образцы этого же минерала с осажденными на его поверхности гуминовыми кислотами (Мн-т-ГК) и гидроксидами железа (III) (Мн-т-Fe) (10 мг Fe (III) или ГК/г Мн-т), фрак-

ция  $\leq 0,25$  мм с содержанием  $0,5$  г/дм<sup>3</sup>. Ионную силу ( $I = 0,01$ ) создавали с использованием раствора  $\text{NaClO}_4$ , поскольку для этого аниона практически отсутствует способность к комплексообразованию почти со всеми катионами металлов. Все это позволяло оценить влияние как отдельно каждого компонента, так и их совместного присутствия на образование растворимых или нерастворимых форм  $\text{U(VI)}$  (ионных, комплексных, коллоидных или взвешенных), а также определить доминирующие формы в зависимости от физико-химических особенностей водной среды. Проведенные расчеты форм  $\text{U(VI)}$  при разных значениях pH и концентрациях  $\text{HCO}_3^-$  и  $\text{Ca}^{2+}$  на основе констант устойчивости комплексных соединений, в том числе гидроксидных, дают возможность установить не только его растворимую или коллоидную форму, но и химическую – состав и заряд образующихся соединений. Модельные растворы выдерживали в течение пяти суток для установления равновесия в системе. Влияние концентрации  $\text{HCO}_3^-$  и  $\text{Ca}^{2+}$  изучали при pH водной среды 7. Коллоидную (сорбированную на монтмориллонитовых взвесьях) и растворимую формы  $\text{U(VI)}$  разделяли методом центрифугирования при 6000 об/мин; в растворе определяли концентрацию  $\text{U(VI)}$  спектрофотометрическим методом с арсеназо III при  $\lambda = 656$  нм [19].

Долю растворимой формы ( $\alpha$ , %) рассчитывали по формуле

$$\alpha = (C_p/C_0) \cdot 100,$$

где  $C_0$ ,  $C_p$  – соответственно исходная и равновесная концентрации  $\text{U(VI)}$ , мкмоль/дм<sup>3</sup>.

**Результаты и их обсуждение.** *Формы нахождения  $\text{U(VI)}$  в растворе в отсутствие и при наличии гидрокарбонат-ионов.* Формы  $\text{U(VI)}$  в отсутствие карбонат-ионов (рис. 1) определяются не только pH, а и концентрацией металла в водном растворе: при  $C_{\text{U(VI)}} = 10^{-6}$  М до pH 6 преобладают катионные мономерные формы ( $\text{UO}_2^{2+}$ ,  $\text{UO}_2\text{OH}^+$ ), полимерная  $(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5^+$  – не более 20 %. В интервале pH 6÷8,5 преимущественно образуется растворимый гидроксид –  $\text{UO}_2(\text{OH})_2$ , а при pH > 8,5 – анионная форма  $\text{UO}_2(\text{OH})_3^-$ , максимальное содержание которой (практически 100 %) наблюдается при pH  $\geq 10$  (см. рис. 1, а). При повышении концентрации  $\text{U(VI)}$  до  $1 \cdot 10^{-4}$  М (рис. 1, б) в диапазоне pH 5÷9,5 существенно возрастает содержание различных полимерных форм, что согласуется с [20].

Экспериментально установлено, что при использовании модельной воды без карбонат-ионов нерастворимая форма не образуется не только при концентрации  $\text{U(VI)}$   $10^{-6}$  М, но и при  $10^{-4}$  М.

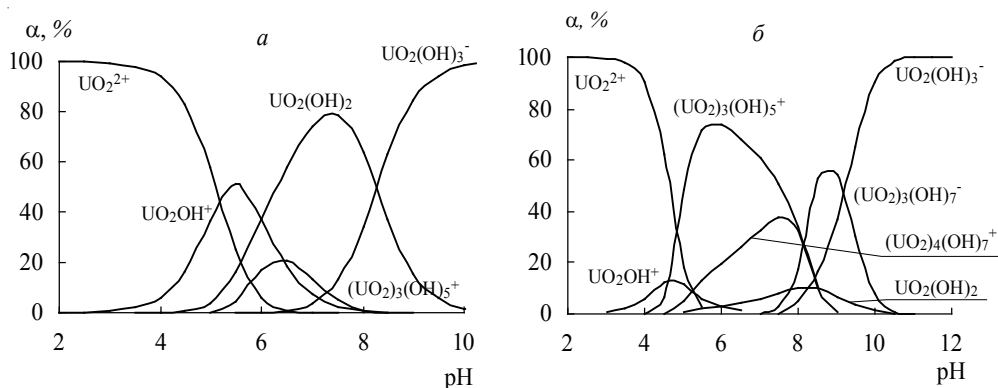


Рис. 1. Основные формы нахождения U(VI) при его концентрации:  $1 \cdot 10^{-6}$  (а) и  $1 \cdot 10^{-4}$  М (б) в отсутствие карбонат-ионов.

Известно, что U(VI) не образует с гидрокарбонат-ионами комплексных соединений [20], однако за счет сдвига углекислотного равновесия в присутствии ионов металла образуются растворимые карбонатные комплексы. Рассчитаны формы U(VI) в присутствии гидрокарбонат-ионов при различных концентрациях, поскольку на образование тех или иных форм металла существенно влияет не только природа лиганда, но и его концентрация. При общей концентрации карбонатов  $\approx 1 \cdot 10^{-5}$  М при контакте раствора с атмосферным воздухом в широком интервале значений pH образуются преимущественно мономерные и полимерные катионные гидроксоформы; при  $\text{pH} \geq 8,5$  доминируют растворимые анионные формы  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ ,  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$  (рис. 2, а). При концентрации  $\approx 5 \cdot 10^{-3}$  М (основную долю карбонатов в интервале pH 4,5 – 8 составляют гидрокарбонат-ионы), характерной для большинства природных вод (см. рис. 2, б), при  $\text{pH} > 5$  образуются преимущественно анионные карбонатные растворимые формы; доля катионных форм U(VI) существенна только в кислой и слабокислой области pH.

При pH 7 рассчитано и экспериментально проверено влияние карбонат-ионов в более широком интервале концентраций: образование нерастворимой формы карбоната урана  $\text{UO}_2\text{CO}_3$  не наблюдается во всем изученном диапазоне концентраций.

В области низких концентраций  $\text{HCO}_3^-$  образуются преимущественно катионные гидроксоформы, доля которых при дальнейшем повышении концентрации гидрокарбонатов ( $\approx 5 \cdot 10^{-4}$  М) резко уменьшается за счет образования растворимых карбонатных комплексов U(VI) (рис. 3). При концентрации  $\text{HCO}_3^- \approx 5 \cdot 10^{-3}$  М наблюдается образование трикарбонатной формы, которая практически полностью доминирует при 0,67 М

гидрокарбонат-ионов в растворе с pH 7 (среднее значение pH, характерное для большинства природных вод).

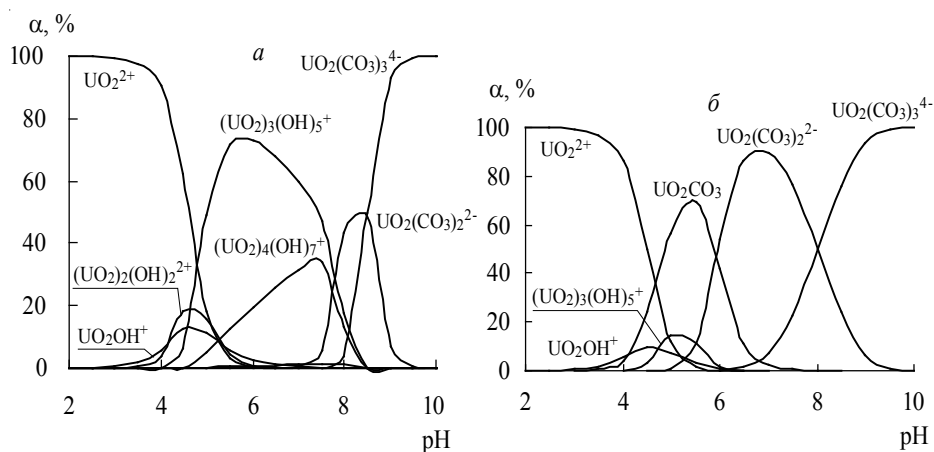


Рис. 2. Распределение основных форм U(VI) при различных значениях pH и суммарных концентрациях карбонатов ( $\Sigma C(\text{CO}_3)$ ):  $1 \cdot 10^{-5}$  (а) и  $5 \cdot 10^{-3}$  М (б).

Экспериментально исследовано влияние концентрации карбонатов при pH 7 на фазовый состав U(VI) путем отделения нерастворимых форм центрифугированием. Кроме того, подтверждены расчетные данные, продемонстрированные на рис. 3.

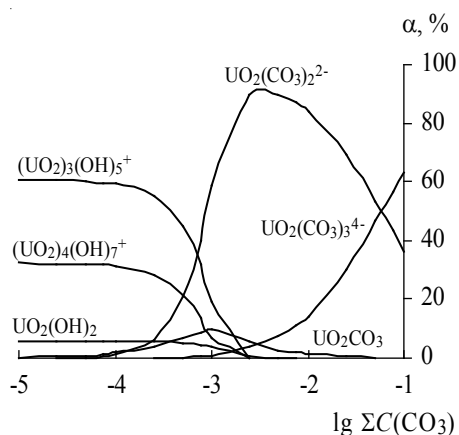


Рис. 3. Влияние концентрации карбонат-ионов на формы нахождения U(VI).  $C_{\text{U(VI)}} = 1 \cdot 10^{-4}$  М; pH 7.

Исследовано также влияние минеральных (Мн-т, Мн-т-Fe) и органических (Мн-т-ГК) взвесей на формы нахождения уранил-ионов в модельных водных растворах. Показано, что взвеси Мн-т-ГК и Мн-т-Fe проявляют большую сорбционную способность по сравнению с чистым глинистым минералом. Наивысшая степень связывания U(VI) со всеми взвесями наблюдается в области рН, характерной для природных вод (рис. 4). При исследовании влияния гидрокарбонат-ионов на связывание урана в виде карбонатных комплексов в модельных растворах минералы можно расположить в ряд: Мн-т-Fe > Мн-т-ГК > Мн-т (рис. 5): анионные карбонатные комплексы U(VI) наиболее прочно связываются железосодержащими минералами за счет образования тройных комплексов, что полностью согласуется с данными [4, 22]. С повышением концентрации гидрокарбонат-ионов возрастает доля растворимых форм урана и наблюдается резкое увеличение его несорбируемых форм при концентрации  $\text{HCO}_3^- \cdot 1 \cdot 10^{-3} \text{ M}$ , а при 0,1 M уран практически не сорбируется взвесями независимо от их природы.

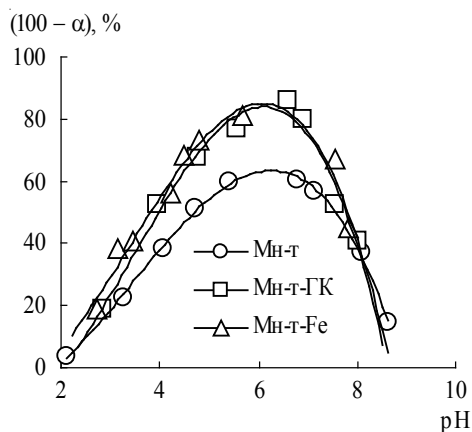


Рис. 4. Сорбция U(VI) на минеральных взвесях.

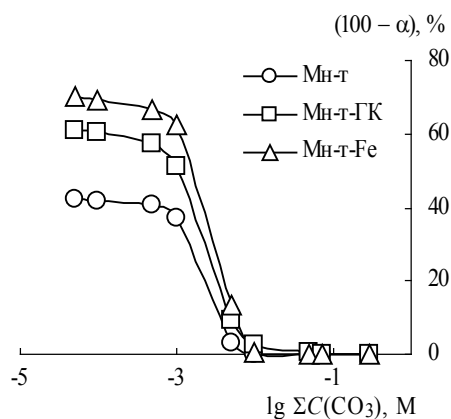


Рис. 5. Влияние концентрации карбонат-ионов на долю U(VI), связанного со взвесями.

Прогноз форм нахождения урана в природных условиях. Учитывая низкие концентрации радионуклидов в природных водах, определить формы их нахождения прямыми методами достаточно сложно, но, согласно [24], индивидуальные химические свойства элемента, даже при их микроколичествах, сохраняются, что является основным положением радиохимии. Поэтому, учитывая физико-химические свойства водных сред, можно теоретически предсказать химические формы урана. В частности, известно, что в природных водах доминирующими формами U(VI) могут быть растворимые карбонатные формы  $\text{UO}_2\text{CO}_3$ ,  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ ,

$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ , смешанные нейтральные  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^0$  и анионные  $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$  [20, 22, 23]. Химические формы этих комплексов будут определяться, в первую очередь, значением pH водной среды и концентрацией ионов кальция и карбонатов. Известно, что в природных водах присутствуют и другие щелочно-земельные элементы – магний, барий, стронций, содержание которых, как правило, значительно ниже, чем кальция. Кроме того, комплексы урана с этими щелочно-земельными элементами менее устойчивы, чем аналогичные комплексы с кальцием: константы образования анионных комплексов типа  $\text{MeUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$  для  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$  составляют соответственно 27,18; 26,68 и 26,11. Следует отметить, что нейтральные формы смешанных комплексов  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^0$  ( $30,70 \pm 0,05$ ) более устойчивы [22], чем анионные. Поэтому в данной работе рассматривается влияние на формы урана только  $\text{Ca}^{2+}$ .

На рис. 5 приведено распределение U(VI) с учетом известных констант устойчивости его комплексов в присутствии  $\text{Ca}^{2+}$ . Как свидетельствуют данные рис. 6, а, существенное влияние на состояние U(VI) оказывают ионы  $\text{Ca}^{2+}$  в нейтральной и слабощелочной области pH: наблюдается образование смешанных (разнометалльных) карбонатных комплексов – нейтрального  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^0$  ( $\text{pH}_{\text{макс}} 7 \div 8$ ) и анионного  $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$  ( $\text{pH}_{\text{макс}} 9$ ).

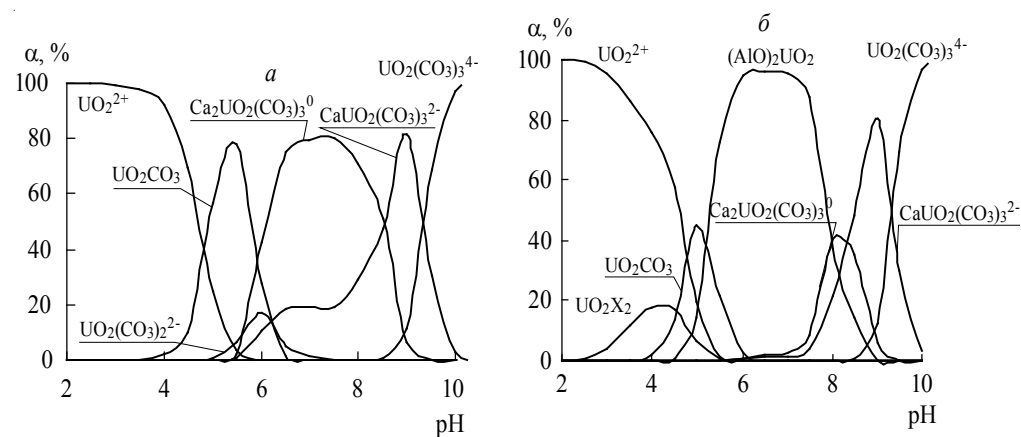


Рис. 6. Распределение основных форм урана в присутствии кальция (а) и кальция и Mn-та (б) при  $C_U=10^{-6}$ ,  $C_{Ca}=1,5 \cdot 10^{-3}$ ,  $\Sigma C(\text{CO}_3)=2,4 \cdot 10^{-3}$ ,  $C_X=1,44 \cdot 10^{-3}$  (изоморфное замещение),  $C_{\text{AlOH}}=0,124 \cdot 10^{-3}$  М (боковая поверхность).

При этом доля дикарбонатуранильных комплексов U(VI) существенно снижается (до 8 %), а трикарбонатуранильные начинают появляться при  $\text{pH} > 9$ .



Для подтверждения образования разнометальных комплексов  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$  были измерены спектры поглощения U(VI) в отсутствие и при наличии гидрокарбонат-ионов и ионов кальция (рис. 7). Видно, что уранил-ионы поглощают свет в ультрафиолетовой области (кривая 1), и спектр поглощения имеет вид кривой с пологим максимумом ( $\epsilon = 3,8 \cdot 10^3$  при  $\lambda \approx 227$  нм). В присутствии гидрокарбонат-ионов наблюдается существенное повышение оптической плотности (кривая 2), что обусловлено образованием карбонатных комплексов ( $\epsilon = 6,4 \cdot 10^3$  при этой же длине волны).

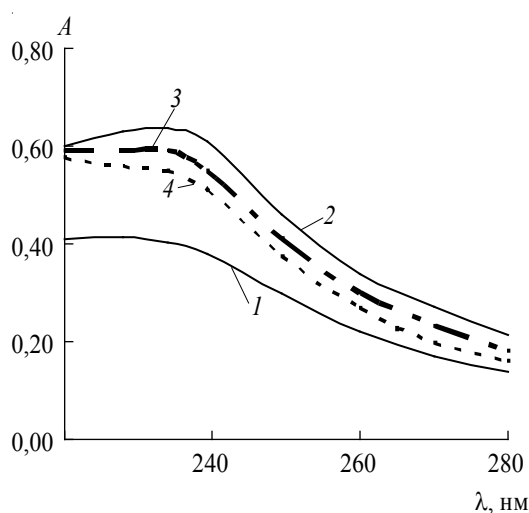


Рис. 7. Спектры поглощения U(VI) (1) и его комплексов  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$  (2) и  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$  при концентрации кальция  $1,5 \cdot 10^{-3}$  (3) и  $6 \cdot 10^{-3}$  М (4) ( $C_{\text{U(VI)}} = 1 \cdot 10^{-4}$ ,  $\Sigma C(\text{CO}_3) = 3 \cdot 10^{-3}$  М). рН 7;  $l = 1$  см; Specord UV-Vis.

Исходя из распределения форм U(VI), основной формой, характерной для растворов с рН  $\approx 7$ , является комплекс  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ . В присутствии ионов кальция и гидрокарбонат-ионов оптическая плотность во всей области спектра снижается (кривые 3 и 4), что может свидетельствовать об образовании разнометальных комплексов  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$  при указанном значении рН. Возможность образования комплексов такого типа подтверждается тем, что при повышении концентрации ионов кальция доля разнометальных комплексов  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$  возрастает (снижение оптической плотности во всей области спектра, поскольку комплексы кальция с гидрокарбонат-ионами не поглощают свет).

Несомненно, важным при миграции загрязняющих веществ в окружающей среде является контакт на границе раздела твердая фаза – раствор, где в качестве твердой фазы выступают коллоиды ГК, глинистые минера-

лы и др. На рис. 6, б показано распределение U(VI) в присутствии ионов  $\text{Ca}^{2+}$  и глинистого минерала – Мн-т. Видно, что уран сорбирован на минеральных взвесах в интервале рН 5÷8; при рН > 8 наблюдается образование кальцийуранильных форм  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^0$ ,  $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$ , а при дальнейшем повышении рН доминирующей становится форма  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ .

На основании проведенных расчетов спрогнозированы формы существования урана в природной воде, учитывая рН, концентрации ионов кальция, гидрокарбонатов и минеральных взвесей. Для этого исследованы два образца природной воды (таблица). Установлено, что в реальных природных водах U(VI) находится преимущественно в растворимой форме (при небольшой мутности) в виде карбонатных комплексов –  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^0$ ,  $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$  и  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$  (см. рис. 6, а).

*Показатели природных вод, использованных для исследования форм U(VI)*

Показатель	Образцы природной воды	
	р. Днепр	р. Десна
Щелочность, мг-экв/дм <sup>3</sup>	3,3	4,4
Жесткость, мг-экв/дм <sup>3</sup>	3,8	4,5
$\text{Ca}^{2+}$ , мг-экв/дм <sup>3</sup>	3,1	3,3
Мутность, мг/дм <sup>3</sup>	1,5	1,9
Цветность, град	22,0	13,0
Сухой остаток, г/дм <sup>3</sup>	0,275	0,285
U(VI), мкг/дм <sup>3</sup>	0,6	0,9
рН	8,1	8,2

**Выводы.** Формы U(VI) на уровне природных концентраций определяются физико-химическими характеристиками водных сред: природой и концентрацией комплексообразующих лигандов, минеральных и органико-минеральных взвесей, рН воды, концентрацией ионов кальция и др. Учитывая концентрацию U(VI), наличие гидрокарбонатов и рН, можно предположить, что в реальных образцах воды при небольшом количестве взвесей (независимо от солесодержания) при рН > 6 уран будет находиться в виде растворимых частиц, преимущественно карбонатных комплексов. При наличии взвешенных частиц в водах с рН ≤ 8 он будет находиться в виде взвешенных частиц, которые потенциально могут накапливаться в донных осадках, а с рН ≥ 8 – только в виде растворимых форм (разнометалльных и карбонатных комплексов).

**Резюме.** Проведено порівняльне дослідження форм знаходження U(VI) в природних водах на основі експериментального визначення частки розчинної і колоїдної його форм і розрахованих з використанням відомих з літератури констант стійкості. Показано, що в залежності від концентрації як самого U(VI), так і карбонат-іонів, завислих частинок різної природи можуть істотно змінюватися форми радіонукліду в водних середовищах. Встановлено, що U(VI) на рівні його типових концентрацій (декілька мікрограмів і нижче) знаходиться в природних водах у вигляді розчинних різнометальних і карбонатних форм.

*S.A. Kobez, L.N. Puzyrnaia, G.N. Pshinko*

## URANIUM (VI) IN NATURAL WATERS: A STUDY OF THE FORMS OF OCCURRENCE

### Summary

Comparative research of forms of finding of U(VI) is conducted in natural waters on the basis of experimental determination of stake soluble and colloid his forms and expected with the use of the constants of stability and works of solubility known from literature. It is rotined that in dependence of concentration of both U(VI) and carbonates ions, self-weighted particles of different nature the forms of radionuclide can substantially change in water environments. It is set that U(VI) at the level of his typical concentrations (a few micrograms and below) is in natural waters as soluble carbonate forms.

### Список использованной литературы

- [1] *Горячев В.А., Исаева А.А., Соيفер В.Н.* // Радиохимия. – 2003. – **50**, № 5. – С.380 – 383.
- [2] *Степанец О.В., Лигаев А.Н., Соловьева Г.Ю., Борисов А.П., Данилова Т.В., Шпитци А., Келер Г.Г.* // Там же. – 2003. – **45**, № 4. – С. 375 – 380.
- [3] *Сабодина М.Н., Захарова Е.В., Калмыков С.Н., Похолок К.В., Меняйло А.А.* // Там же. – 2008. – **50**, № 1. – С. 81 – 86.
- [4] *Кобец С.А., Пшинко Г.Н., Боголепов А.А.* // Там же. – 2009. – **51**, № 4. – С.332 – 336.
- [5] *Руденко Л.И., Хан В.Е.* // Там же. – 2005. – **47**, № 1. – С. 89 – 90.
- [6] *Линник П.Н., Зубко А.В., Зубенко И.Б., Малиновская Л.А.* // Гидробиол. журн. – 2005. – **41**, № 3. – С.104 – 119.
- [7] *Поляков Е.В.* // Радиохимия. – 2007. – **49**, № 4. – С. 378 – 384.
- [8] *Кузнецов В.А., Оношко М.П., Генералова В.А.* // Там же. – 2003. – **45**, №5. – С. 466 – 470.

- [9] Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Казинская И.Е., Новиков А.П., Мясоедов Б.Ф., Легин В.К., Шишкунова Л.В. // Там же. – 2003. – **45**, № 5. – С. 471 – 473.
- [10] Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я. // Там же. – 2008. – **50**, № 5. – С. 475 – 480.
- [11] Линник П.Н., Жежеря В.А., Зубенко И.Б., Зубко А.В. // Гидробиол. журн. – 2010. – **46**, № 4. – С.97 – 116.
- [12] Линник П.Н., Зубко А.В., Зубенко И.Б., Игнатенко И.И., Малиновская Л.А. // Там же. – 2009. – **45**, № 1. – С.99 – 109.
- [13] Линник П.Н. // Там же. – 2007. – **43**, № 6. – С.93 – 110.
- [14] Чухлебова Л. М., Бердников Н. В., Панасенко Н. М. // Там же. – 2011. – **47**, №3. – С.110 – 115.
- [15] Линник П.Н. // Там же. – 2010. – **46**, № 6. – С.90 – 104.
- [16] Vignati D.A.L., Valsecchi S., Polesello S., Patrolecco L., Dominik J. // Trends in Anal. Chem. – 2009. – **28**, N 2. – P. 159 – 169.
- [17] Пишинко Г.Н., Боголепов А.А., Кобец С.А., Гончарук В.В. // Доп. НАН України. – 2009. – №5. – С.160 – 167.
- [18] Пишинко Г.Н., Боголепов А.А., Кобец С.А., Косоруков А.А. // Радиохимия. – 2009. – **51**, № 2. – С. 187 – 190.
- [19] Немодрук А.А., Глухова Л.П. // Журн. аналит. химии. – 1963. – **18**, №1. – С.93 – 98.
- [20] Grenthe I. Chemical Thermodynamics of Uranium. – Paris: OECD publications, 2003. – 715 p.
- [21] Инцеди Я. Применение комплексов в аналитической химии. – М.: Мир, 1979. – 376 с.
- [22] Dong W., Brooks Scott C. // Environ. Sci. and Technol. – 2006 – **40**, N15. – P. 4689 – 4695.
- [23] Kalmykov S.N., Choppin G.R. // Radiochim. Acta. – 2000. – **88**, N 9/11. – P.603 – 606.
- [24] Lefevre G., Noinville S., Fedoroff M. // J. Colloid and Interface Sci. – 2006. – **296**, N2. – P.608 – 613.
- [25] Старик И.Е. Основы радиохимии. – Л.: Наука, 1969. – 647 с.
- [26] Moulin V., Moulin C. // Radiochim. Acta. – 2001. – **89**. – P.773 – 778.