

СОДЕРЖАНИЕ И ФАЗОВОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПРИРОДНЫХ СОЕДИНЕНИЙ УРАНА В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

Н.Г. Рачкова

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования
Сыктывкарский государственный университет им. П. Сорокина, Сыктывкар
E-mail: rachkova@ib.komisc.ru*

Аннотация. В статье представлен обзор литературы о содержании и формах нахождения природных соединений урана в поверхностных водах.

Ключевые слова: уран, поверхностные воды, водоемы, радиоактивное загрязнение, соединения урана в поверхностных водах, гидрогенная миграция

Вследствие деятельности предприятий ядерно-топливного цикла, производств по обогащению полиметаллических руд и из других антропогенных источников в окружающую среду, в том числе в водотоки, поступают значительные количества соединений урана, прежде скрытого в недрах Земли. Опасность такой тенденции обусловлена его радиоактивностью и токсичностью, которая проявляется в оксидативном стрессе и дисбалансе в редокс-системах живых клеток (Sheppard, 2001, 2005). В природных условиях интенсивность этих эффектов опосредована способностью соединений урана аккумулироваться в биологических объектах. Как правило, она зависит не только от специфичной склонности вида к потреблению химического элемента, но и от его содержания и соотношения физико-химических форм в водных средах (почвенном растворе, речных потоках и т.д.).

Цель статьи – обобщение данных литературы о техногенно обусловленных и фоновых концентрациях, а также соответствующих им формам нахождения урана в естественных водоемах и взаимосвязи этих показателей с характеристиками среды.

Природные радионуклиды урана представлены изотопами с массовыми числами 238, 235 и 234. Они относятся к двум радиоактивным семействам, и в литосфере их концентрации находятся в равновесии. Для открытых термодинамических систем, каковыми являются условия естественных водоемов, чаще всего характерны неравновесные соотношения между удельными активностями изотопов одного ряда распада (уран-234 и уран-238). Для речных незагрязненных вод их соотношения варьируют от 1.0 до 2.6 при среднем значении показателя 1.2 (Isotopic..., 2001). В природных объектах с фоновым содержанием урана отношение удельных активностей его изотопов с атомной массой 235 и 238 приблизительно равно 138. Превышение массовых концентраций урана над соответствующим контрольным уровнем для местности, сопровождающееся к тому же нарушением изотопных соотношений относительно характерных для природной

смеси радионуклидов значений, свидетельствует об антропогенном притоке радиоактивного элемента в окружающую среду. В отсутствии техногенного загрязнения он поступает в водоемы из горных пород, а его повышенные концентрации в поверхностных и подземных водах могут обуславливаться природными аномалиями.

В настоящее время гигиенические нормативы, принятые в России, не допускают увеличения удельной активности урана-238 в водах хозяйственно-бытового назначения свыше 3 Бк/л (0.244 мг/л) (НРБ-99/2009, 2009). Однако по результатам исследований S. Sheppard (2005), валовая концентрация урана в воде (питательная среда, среда обитания) более 0.005 мг/л уже не может гарантировать его химическую безопасность для некоторых организмов водных экосистем. Для питьевых вод, с учетом возможного канцерогенного действия урана (VI), Всемирная организация здравоохранения установила максимальное допустимое содержание радиоактивного элемента 0.015 мг/л (Guidelines..., 2004).

Типичный диапазон варьирования массовой концентрации урана в природных поверхностных резервуарах мира вполне соответствует этим регламентированным значениям и составляет, по мнению M. Gascoyne (1992), 0.01-6.6 мкг/л. Согласно другим авторам (Scott, 1982; Isotopic..., 2001), он чуть шире и при различном минеральном и химическом составе вмещающих пород отвечает градиенту концентраций 0.02-10.0 мкг/л. Северные реки, исходя из публикаций видного отечественного геохимика А.П. Виноградова (1957, 1962), переносят в 1 л воды от 0.02 до 0.2 мкг урана. По иным источникам (Моисеев, 1964), в водоемах европейского Севера массовая концентрация этого элемента не более 1 мкг/л. Средняя массовая концентрация растворенного урана для 40 крупнейших рек мира равна 0.31 мкг/л (Palmer, 1993). Без учета рек Ганг и Желтая с аномально высоким природным фоном радиоактивного элемента она снижается до 0.19 мкг/л (Palmer, 1993, Determination of uranium content..., 1995, Vertical distribution..., 2006, Distribution of..., 2009). По имеющимся данным

(Таскаев, 1983; Титаева, 1983), для водоемов в ряду климатических зон «тундра–тайга–леса–степь» наблюдается тенденция к возрастанию массовой концентрации растворенного урана.

Недостаточная изоляция резервуаров и мест хранения радиоактивных отходов, гидрогенная миграция поллютантов из загрязненных почв водосборных территорий, а также сброс промышленных сточных вод обуславливают техногенный приток радиоактивного элемента в водоемы. Примерами антропогенных источников поступления естественных и искусственных радионуклидов в крупные водотоки России являются объекты спецпредприятий «Росатома», расположенные в Сибири и на Урале. Так, при массовой концентрации урана в незагрязненных водах Енисея 0.12–0.6 мкг/л (Предотвращение..., 1996; Первые данные..., 2011) на участках реки, принимающих сбросные воды горно-химического комбината и электрохимического завода, она возрастает до 2.1–4.0 мкг/л и сопровождается достоверным увеличением в воде содержания изотопа с массовым числом 235. Отмечается (Гаськова, 2011), что в болотных водах зоны техногенного влияния шламонакопителя вышеуказанного завода содержание урана осенью достигает 11 мкг/л, в подземных – 6000 мкг/л. Подобное увеличение содержания радиоэлемента в импактных водоемах относительно фоновых нередко обнаруживается и в других природных зонах Евразии в районах уранодобывающих предприятий (Torgoev, 2002; Состояние урана..., 2012). По некоторым данным (Kinze, 2002), в водотоках, расположенных вблизи рудников в европейской зоне смешанных и широколиственных лесов, содержание урана может превышать 300 мкг/л при его средней фоновой концентрации 0.17 мкг/л. Согласно сводке И.Е. Перельмана (Евсеева, 1974), этот радиоактивный элемент характеризуется высокой подвижностью в зоне окисления и по интенсивности водной миграции попадает в одну группу с кальцием, магнием, натрием, цинком и стронцием.

Значительным может быть не только содержание, но и ореол рассеяния урана из очагов техногенеза. При максимальной массовой концентрации урана в воде 60 мг/л площадь территории, загрязненной им вследствие утечек из хранилища радиоактивных отходов НПО «Маяк», составила 17 км² (Иванов, 2003; Bolsunovskiy, 2005). Расстояния, на которые просачиваются радиоактивные компоненты подобных загрязнений, составляют более 1000 м, а в отдельных случаях превышают 10 км (Искра, 1981; Собакин, 1998; Комплексное обследование..., 2009). Основной причиной миграции урана в водоемах считается его участие в физико-химических процессах. Определяющую роль при этом имеют три группы факторов: физико-химические характеристики водной среды, материала донных отложений и взвесей, а также свойства соединений урана и гидродинамика водотоков.

Анализ результатов исследования фазового распределения радиоактивного элемента в поверхностных водах мира свидетельствует, что уран может быть представлен в них как в составе взвесей разного размера, так и в растворе. По данным В.И. Баранова и Н.Г. Морозовой (1971), до 90% запаса радиоактивного элемента в водоемах Русской равнины находится в виде растворимых соединений. При этом заряды ионов и коллоидных частиц, в составе или в виде которых осуществляется их гидрогенный транспорт, могут быть полярными друг другу. Так, фракционирование урана, содержащегося в водах родников районов урановой и ториевой аномалий европейского Северо-Востока, показало, что 57–80% количества радиоактивного элемента представлено в них катионами, 20–43% – анионами (Овченко, 1971). Анионные соединения урана обуславливают до 60%, катионные – от 40 до 80% его удельной активности в фоновых поверхностных водах северной тайги. Наши многолетние исследования, приуроченные к северо-таежным речным экосистемам в районе расположения промысла по добыче радия, вне зависимости от особенностей гидрохимического состава, химических форм и знака заряда ионов урана, подтверждают его доминантный транспорт в растворенном виде (Рачкова, 2013а, 2014). В таком случае возможна дальняя миграция урана из очагов загрязнения с водным потоком.

В зонах окисления природных водоемов находятся устойчивые соединения уранил-ионов UO_2^{2+} , в которых степень окисления урана равна +6. В этом состоянии он выносится поверхностными и грунтовыми водами из водоразделов и может накапливаться на бессточных участках. Вследствие высокой плотности заряда уранил-ионы склонны к гидратации, комплексообразованию и гидролизу. В зависимости от состава и водородного показателя среды они могут образовывать фторидные, хлоридные, карбонатные, сульфатные, фосфатные, силикатные и ацетатные растворимые комплексные соединения (Gulati, 1980; Тяжелые..., 1990). В отсутствие анионов-лигандов (особенно фосфат-ионов и при $c(CO_2) < 1$ ммоль/л) в широком диапазоне pH природных вод преобладают гидролизированные формы уранил-ионов (Изменение подвижности..., 1985). В этом случае в средах с нейтральным или близким к нему водородным показателем последовательно образуются UO_2OH^+ , ряд ионов более сложного состава, например, $UO_2(UO_3)(OH)^+$ и далее – отрицательно заряженное коллоидное соединение гидроксида уранила $UO_2(UO_3)_n(OH)_2$. В растворах с pH < 7.5 и при молярной концентрации фосфат-ионов более 1 мкмоль/л доминирующей химической формой урана являются уранилфосфатные комплексные анионы (Бондиетти, 1985). Они образуются также в водных системах с pH 6–9, когда молярное отношение фосфат- и карбонат-ионов более 0.1 (Sandino, 1992; Путилина, 2014). В щелочных

средах с высокой молярной концентрацией последних комплексобразование уранил-ионов с карбонат-ионами преобладает над другими процессами связывания радиоэлемента (Landa, 1980; Искра, 1981; Водяницкий, 2011). Образование устойчивых карбонатных и фосфатных комплексных соединений уранил-ионов является одной из причин увеличения его гидрогенной миграции в экосистемах (Masuda, 1973; Бондиетти, 1985; Изменение подвижности..., 1985).

Наряду с сообщениями о доминировании в поверхностных водах растворимых соединений урана, в публикациях сообщается о преимущественной его миграции в водоемах в сорбированном взвешенными частицами виде. По данным Jiang и соавторов (Distribution..., 2009), в воде р. Желтая (Китай) 68% количества урана поглощено взвесями и только 32% представлено в растворимой форме. Исследователи балтийской акватории сообщают (Particle transport..., 1998), что основной транспорт радиоактивного элемента реками в море также осуществляется в форме, сорбированной оксидами, гидроксидами и биогенными частицами размером свыше 0.45 мкм. Имеются полученные в модельном эксперименте сведения о более выраженном концентрировании урана в детрите пресноводных водоемов (41-54%) по сравнению с его активностью в воде (22-45%) (Гончар, 2010).

Соотношение запасов радиоактивного элемента, растворенного и поглощенного взвесями, может значительно отличаться даже для водотоков, расположенных поблизости друг от друга. Так, в случае проточных водоемов территории Семипалатинского ядерного полигона содержание урана во взвешенном веществе определяет от 1 до 60% его активности в воде (Vintro, 2009). Отчасти эти различия могут обуславливаться спецификой гидродинамики водного объекта, значимой для самоочищения воды от урана. Известно (Титаева, 1983), что на плохо аэрируемых участках слабопроточных водотоков интенсифицируется концентрирование радионуклидов в донных осадках. В качестве причины предполагается создание восстановительных условий за счет разложения органического вещества с последующим осаждением урансодержащей взвеси. Существуют данные (Inhibition..., 2000; Role..., 2005; Водяницкий, 2011; Путилина, 2014), что нитраты, будучи окислителями, способны помешать этому процессу и увеличить миграционную способность радиоактивного элемента в гидросфере.

Следует подчеркнуть, что растворенные гумусовые вещества играют двоякую роль в гидрохимии урана. С одной стороны, ураново-органические соединения являются одной из самых распространенных форм нахождения радиоэлемента в богатых органическими соединениями природных водах (тундровых, болотных, лесных) (Евсеева, 1974), а паводковые воды, обогащенные растворимым органическим веществом, интенсифицируют выщелачивание урана из загрязнен-

ных почв и пород, слагающих твердые радиоактивные отвалы (Собакин, 1998; Носкова, 2010; Экологические..., 2013). В виде комплексных солей органических кислот, по мнению В.В. Щербины (1957), уран способен к дальней миграции. С другой стороны, в зависимости от условий среды они представляют собой как растворимые соединения, так и осадки (Манская, 1956; Поляков, 2007). В восстановительных слабокислых средах гуминовые и фульвокислоты вызывают осаждение урана, в окислительных – с теми же веществами образуются его устойчивые растворимые комплексные соединения ($8.9 > \lg K_{уст} > 2.3$) (Pacheco, 2001; Поляков, 2007; Luo, 2009; Путилина, 2014). Доля связанного в них радиоактивного элемента возрастает с увеличением содержания органического вещества в природных водах. В малокарбонатных водных средах образование гуматов доминирует. Выявлено, что в природных водах с крайне высоким содержанием гуминовых кислот (800-1200 мг/л) основная часть урана ассоциируется с их коллоидно-дисперсной фракцией (Поляков, 2007). Фульватное комплексобразование радиоактивного элемента способно полностью подавить его поглощение частицами глинистых минералов, входящими в состав взвесей (Очистка..., 2001). По данным модельных экспериментов О.Л. Гаськовой с соавторами (2011), даже при высоких концентрациях гидрокарбонат-ионов, но в присутствии 1 мг/л гумусовых кислот доля связанного ими радиоактивного элемента в растворах преобладает (90%). Кроме осаждения, в том числе вследствие восстановления U^{6+} до U^{4+} , механизмы этого связывания включают ионный обмен и адсорбцию (Манская, 1956; Евсеева, 1974; Boroves, 1979; Но, 1985; Bond, 1991). При этом некоторые более поздние инструментальные исследования (Взаимодействие..., 2001) частично опровергают эти данные, доказывая, что в комплексах с гуминовой кислотой уран (VI) сохраняет степень окисления, а ионы железа (III) за счет поверхностной сорбции на частицах органических коллоидных частиц ингибируют его депонирование в твердой фазе. Природное органическое вещество, формируя двойные поверхностные комплексные частицы, может участвовать и в тройном поверхностном комплексобразовании (Путилина, 2014).

По мере удаления от очага загрязнения переносимый водами уран может концентрироваться в донных отложениях (Собакин, 1998). Резюмируя вышеизложенное, отметим, что чаще всего это происходит в результате совокупного воздействия ряда факторов и многих химических процессов. По интегральным оценкам (Palmer, 1993), среднее содержание урана в речных осадках приблизительно соответствует 3 мг/кг при варьировании его значений в границах диапазона 0.5-5.0 мг/кг. Массовая концентрация радиоактивного элемента в составе взвешенного вещества рек, водосборная территория которых приурочена

на к районам радиоактивных аномалий, достигает 2.57-3.45 мкг/г (Distribution of..., 2009). В условиях антропогенного загрязнения в 1 грамме речных донных осадков водоемов Австралии может содержаться до нескольких десятков микрограмм урана (Radioactive..., 2008). Рассчитано (Собакин, 1998), что от 61 до 88% запаса урана, выносимого водами из отвалов разработки ториевых и урановых месторождений в горно-таежных ландшафтах южной Якутии, так или иначе концентрируется в донных отложениях.

Поскольку основными сорбентами урана в водоемах являются органические, минеральные и органо-минеральные коллоидные частицы, то межфазное распределение радиоактивного элемента опосредовано процессами их образования. В свою очередь, на формирование коллоидных соединений влияет химический состав вод. Сообщается о линейной корреляции между содержанием радиоактивного элемента в воде и ее минерализованностью (Vertical distribution..., 2006). Показано (Титаева, 1983) отсутствие значимой корреляции содержания урана и органического вещества в компонентах водоемов тундры. В то же время для вариационных рядов «коэффициент распределения» и «соотношение содержания Fe (II) и Fe (III)» обнаруживается достоверная линейная зависимость. Корреляция содержания урана и железа установлена для донных осадков водоемов, находящихся в импактной зоне неэксплуатирующихся урановых рудников в Австралии (Radioactive..., 2008). По данным А. Camacho с соавторами (Distribution..., 2010), содержание урана в поверхностных водах северо-востока Испании значимо коррелирует с электропроводностью, скоростью течения и содержанием карбонат-ионов. Изучение химического состава поверхностных и подземных вод бассейна р. Печоры в подзоне северной тайги на территории с высоким содержанием урана в горных породах показало (Рачкова, 2010, 2013), что количество растворенного радиоактивного элемента зависит от содержания в воде железа, pH и Eh водной среды. Влияние сульфатного, фосфатного, карбонатного комплексообразования урана на его распределение между водой и донными осадками было выражено слабо. Значимая роль этих процессов установлена для водоемов лесостепных районов (Титаева, 1983). В целом, связь параметров поглощения урана донными осадками и химического состава водной среды отражена в немногих публикациях.

Хотя в окислительной среде уранил-ионы подвижны, они могут быть иммобилизованы в твердой фазе активных сорбентов (Водяницкий, 2011). В природных щелочных растворах, контактирующих с почвами и донным материалом, имеющим повышенное содержание карбонатов кальция и магния, могут образовываться нерастворимые соединения состава $\text{Ca}_2[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3] \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ и $\text{CaMg}[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]$ (Изменение подвижности..., 1985; Рачкова, 2010, 2011, 2013). Гидроксиды урана

коллоидной структуры в слабокислых средах адсорбируются на поверхности частиц гидроксидов железа, алюминия, марганца, глинистых минералов, органических взвесей и т.п. (Kochenov, 1965; Borovec, 1979; Choppin, 1979; Искра, 1981; Adsorption..., 2000). Интенсивность и механизмы этих процессов зависят от pH, концентрации U (VI) в растворе, сорбционной емкости коллекторов, ионного состава жидкой фазы. Методом EXAFS (Extended X-ray Absorption Fine Structure) выявлены урансодержащие частицы в составе карбонатных комплексных соединений, фосфатов, на поверхности гидроксидов железа и алюминия, слоистых силикатов (Uranil surface..., 2002; Uranium sorption..., 2006; Водяницкий, 2011). С коллоидно-дисперсными формами SiO_2 уранил-ионы образуют устойчивые внутрисферные моноядерные с тетраэдрами силикатов и поверхностные комплексные соединения (Dent, 1992; Torgoev, 2002). При сорбции урана природным Si-Al-Fe гелем сначала U (VI) координируется со структурными элементами, содержащими кремний или алюминий, а затем эти комплексные соединения захватываются осадками гидроксида железа (Очистка..., 2001; Водяницкий, 2011). Методом ИК-спектроскопии установлено поглощение комплексных частиц уранилионов путем анионного обмена с гидроксильными группами, при этом возможен гидролиз комплексных ионов урана (VI). Доказаны также катионообменная и молекулярная сорбции урана (VI) (Пахолков, 1977). По мнению некоторых исследователей (Adsorption..., 2000), в объектах окружающей среды, приуроченных к поверхности Земли, содержание железа контролирует pH-зависимую адсорбцию урана. Изучение микробиологических механизмов этого процесса вызывает особый интерес исследователей, поскольку новообразованные биогенные гидроксиды железа способны интенсивно включать в свою структуру или адсорбировать на своей поверхности токсичные элементы (Uranium speciation..., 1998; Majzlan, 2005; Role..., 2005; Modelling in-situ..., 2007; Водяницкий, 2011; Путилина, 2014). Известно, что в кислой среде окисление Fe (II) до Fe (III) катализируется при активном метаболизме микроорганизмов *Acidithiobacillus ferrooxidans*, нейтрализация кислотности приводит к его осаждению. Высокая эффективность иммобилизации растворенного урана путем биологического восстановления наиболее изучена в модельных опытах на граммотрицательных микроорганизмах родов *Geobacter*, *Shewanella* и грамположительных бактериях *Desulfitobacterium spp.* (U (VI) reduction..., 2010). EXAFS-спектроскопическими исследованиями было подтверждено, что урансодержащая твердая фаза включает моноядерные комплексные соединения U (IV), содержащие углерод, азот, кислород, фосфор и серу.

Подытоживая проведенный краткий аналитический обзор литературы, выделим три основные

группы исследований, детерминированных по способу получения информации об интенсивности и формах нахождения урана в поверхностных водах мира. Применительно к водоемам территорий с фоновыми и техногенно-повышенными содержаниями естественных радионуклидов в объектах окружающей среды первая из них касается непосредственного определения и оценки вышеуказанных показателей, другая – моделирования гидрогенной миграции урана или процессов в отдельных ее звеньях на основе эмпирических данных с использованием статистических методов, третья – лабораторных инструментальных исследований, моделирующих природные процессы миграции и концентрирования урана. Публикаций, авторы которых придерживаются системного и комплексного подхода к изучению гидрогенной миграции урана, немного. Это приводит, несмотря на хорошую изученность биогеохимии радиоактивного элемента, к фрагментарности имеющихся данных о закономерностях его пространственно-временного распределения в условиях загрязнения и ограниченной возможности использования полученной информации для прогнозирования долговременной миграции урана в техногенно-нарушенных водных экосистемах.

Исследования выполнены в рамках темы НИР «Реакция растений и животных на хроническое действие тяжелых естественных радионуклидов в эксперименте и природе» при частичной финансовой поддержке проекта Программы Президиума РАН № 15-2-4-26.

ЛИТЕРАТУРА

- Баранов, В. И. Поведение естественных радионуклидов в почвах / В. И. Баранов, Н. Г. Морозова // Современные проблемы радиобиологии / ред. В. М. Клечковский, Г. Г. Поликарпов, Р. М. Алексахин. – Москва : Атомиздат, 1971. – С. 13–40.
- Бондиетти, Э. А. Физико-химические связи плутония и других актиноидов в почве / Э. А. Бондиетти, Т. Тамура // Трансурановые элементы в окружающей среде / ред. У. С. Хэнсон. – Москва : Энергоатомиздат, 1985. – С. 66–85.
- Взаимодействие ионов UO_2^{2+} и Fe^{3+} с природной гуминовой кислотой / Ю. А. Тетерин, В. И. Нефедов, А. С. Никитин, А. Ю. Тетерин, К. Е. Иванов, К. И. Маслаков, И. О. Уткин, М. Бубнер, Т. Райх, С. Помпе, К. Х. Хайзе, Х. Ниче // Журнал неорганической химии. – 2001. – Т. 46, № 6. – С. 990–995.
- Виноградов, А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах / А. П. Виноградов. – Москва : Изд-во АН СССР, 1957. – 238 с.
- Виноградов, А. П. Основные черты геохимии урана / А. П. Виноградов. – Москва : Наука, 1962. – 431 с.
- Водяницкий Ю. Н. Химические аспекты поведения урана в почвах (обзор литературы) / Ю. Н. Водяницкий // Почвоведение. – 2011. – № 8. – С. 940–952.
- Гаськова, О. Л. Геохимический состав природных вод в районе расположения пункта хранения низкоактивных радиоактивных отходов / О. Л. Гаськова, А. Е. Богуславский, Т. Г. Сиротенко // Водные ресурсы. – 2011. – Т. 38, № 5. – С. 1–11.
- Гончар, Ю. Н. Особенности загрязнения пресноводных водоемов изотопами урана / Ю. Н. Гончар, В. А. Гудыменко, Н. О. Гудыменко // АНРИ. – 2010. – № 1. – С. 57–60.
- Евсеева, Л. С. Геохимия урана в зоне гипергенеза / Л. С. Евсеева, А. И. Перельман, К. Е. Иванов. – Москва : Атомиздат, 1974. – 216 с.
- Иванов, И. А. Миграция техногенного урана в подземных водах района озера Карачай / И. А. Иванов, Г. А. Постовалова // Вопросы радиационной безопасности. – 2003. – № 1. – С. 44–52.
- Изменение подвижности урана в зависимости от pH почв / Н. П. Архипов, В. П. Медведев, Л. А. Гришина, Т. А. Федорова // Радиохимия. – 1985. – Т. 27, № 6. – С. 812–817.
- Искра, А. А. Естественные радионуклиды в биосфере / А. А. Искра, В. Г. Бахуров ; ред. З. Д. Андреевко. – Москва : Энергоиздат, 1981. – 123 с.
- Комплексное обследование территории в районе хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» / Т. Я. Ашихмина, А. П. Лемешко, Г. Я. Кантор, Е. В. Дабах // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектный мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО» : материалы научно-практической конференции (10–11 декабря 2009 г., Киров). – Киров : Любань, 2009. – С. 63–76.
- Манская, С. М. Связывание урана гуминовыми кислотами и меланоидами / С. М. Манская, Т. В. Дроздова, Т. Т. Емельянова // Геохимия. – 1956. – № 6. – С. 10–23.
- Моисеев, А. А. Краткий справочник по радиационной защите и дозиметрии / А. А. Моисеев, В. И. Иванов. – Москва : Атомиздат, 1964. – 132 с.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – Москва : Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.
- Носкова, Л. М. Динамика миграции U, Ra и Th в компонентах экосистем, нарушенных в результате радиевого производства : автореф. ... дис. канд. биол. наук : защищена 10.12.2010 / Л. М. Носкова. – Сыктывкар : ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2010. – 25 с.
- Овченков, В. Я. Концентрирования ультрамалых количеств урана и тория из слабоминерализованных природных вод / В. Я. Овченков, В. А. Лодыгин // Методы радиоэкологических исследований / отв. ред. И. Н. Верховская. – Москва : Атомиздат, 1971. – С. 109–113.
- Очистка природных и сточных вод от соединений урана / В. В. Гончарук, Б. Ю. Корнилович, В. М. Павленко, М. И. Бабак, Г. Н. Пшинко, Б. В. Письменный, И. А. Ковальчук, В. Г. Сафронова // Химия и технология воды. – 2001. – Т. 23, № 4. – С. 410–418.
- Пахолков, В. С. Сорбция урана (VI) из растворов карбоната аммония гранулированной гидроокисью железа / В. С. Пахолков, С. Д. Хе, В. Ф. Марков // Радиохимия. – 1977. – № 2. – С. 173–177.
- Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома / А. Я. Болсуновский, А. М. Жижаев, А. И. Сапрыкин, А. Г. Дегерменджи, А. И. Рубайло // Доклады академии наук. – 2011. – Т. 439, № 3. – С. 383–388.
- Поляков, Е. В. Поведение ионных и коллоидных форм микроэлементов в растворах гуминовых кислот при коллоидно-химической экстракции / Е. В. Поляков // Радиохимия. – 2007. – Т. 49, № 4. – С. 378–384.
- Предотвращение неуправляемого распространения радионуклидов в окружающую среду / В. П. Ковалев, С. В. Мельгунов, Ю. М. Пузанков, В. П. Раевский. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 1996. – 162 с.
- Путилина, В. С. Сорбционные процессы при загрязнении подземных вод тяжелыми металлами и радиоактивными элементами. Уран / В. С. Путилина,

И. В. Галицкая, Т. И. Юганова // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы. – 2014. – № 103. – С. 1–127.

Рачкова, Н. Г. Миграция и концентрирование урана и радия в водоемах зоны влияния бывших производственных объектов радиевого промысла / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды «БИОРАД-2014»: материалы международной конференции, (17–21 марта 2014 г., Сыктывкар). – Сыктывкар: ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2014. – С. 178–182.

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

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

Рачкова, Н. Г. Физико-химические формы радионуклидов уранового и ториевого рядов распада в водоемах зоны влияния бывших объектов радиевого промысла / Н. Г. Рачкова, И. И. Шуктомова // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: материалы XI Всероссийской научно-практической конференции с международным участием, 26–28 ноября 2013 г., Киров. – Киров: Веси, 2013а. – С. 378–380.

Собакин, П. И. Особенности миграции тяжелых естественных радионуклидов в горно-таежных ландшафтах южной Якутии: автореф. дис. ... канд. биол. наук: защищена 19.05.1998 / П. И. Собакин. – Екатеринбург: ИЭРЖ УрО РАН, 1998. – 18 с.

Состояние урана в хвостохранилищах № 1–2 г. Истиком при присутствии гематита / Б. Д. Бобоев, Н. Н. Хакимов, Х. М. Назаров, И. У. Мирсаидов, А. М. Баротов, Ф. Д. Саломов // Известия академии наук Республики Таджикистан. Отделение физико-математических, химических, геологических и технических наук. – 2012. – Т. 148, № 3. – С. 79–85.

Старик, И. Е. Химия и геохимия / И. Е. Старик. – Москва; Ленинград: Изд-во АН СССР, 1958. – 276 с. – (Труды Радиевого института им. В. Г. Хлопина АН АССР; т. 8).

Таскаев, А. И. Миграция изотопов уранового и ториевого рядов в почвенно-растительном покрове территорий с естественно и антропогенно повышенной радиоактивностью / А. И. Таскаев // Информационный бюллетень радиобиологии. – 1983. – Вып. 28. – С. 34–37.

Титаева, Н. А. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны / Н. А. Титаева, А. И. Таскаев. – Москва: Атомиздат, 1983. – 260 с.

Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Р. М. Бархударов, И. Я. Василенко, В. Ф. Дричко, Ю. А. Иванов, В. И. Маслов, К. И. Маслова, В. С. Никифоров, Г. Г. Поликарпов, О. Н. Попова, А. Н. Сироткин, А. И. Таскаев, Б. В. Тестов, Н. А. Титаева, Л. Т. Февралева. – Москва: Наука, 1990. – 368 с.

Щербина, В. В. Поведение урана и тория в условиях сульфатно-карбонатной среды гипергенеза / В. В. Щербина // Геохимия. – 1957. – № 6. – С. 493–508.

Экологические аспекты реконструкции хранилища радиоактивных отходов / А. В. Пастухов, Л. М. Носкова, И. И. Шуктомова, А. И. Кичигин // Известия Коми научного центра УрО РАН. – 2013. – № 4. – С. 39–47.

Adsorption and transport of Uranium (VI) in sub-surface media / M. O. Barnett, P. M. Jardine, S. C.

Brouks, H. M. Selim // Soil Sci. Soc. Amer. J. – 2000. – Vol. 64. – P. 908–917.

Bolsunovsky, A. Accumulation and release of Am by a macrophyte of the Yenisei River (*Elodea canadensis*) / A. Bolsunovsky, T. Zotina, L. Bondareva // J. of Environm. Radioactivity. – 2005. – Vol. 81. – P. 33–46.

Bond, K. A. Thermodynamic modelling of the effect of organic complexants on sorption behaviour / K. A. Bond, J. E. Cross, F. T. Ewart // Radiochem. Acta. – 1991. – Vol. 52/53. – P. 433–437.

Borovec, Z. Sorption of uranyl by humic acids / Z. Borovec, B. Kribek, V. Tolar // Chem. Geol. – 1979. – Vol. 27, N 1–2. – P. 39–46.

Choppin, G. R. Interaction of actinides and humic acid / G. R. Choppin // Trans. Amer. Nucl. Soc. – 1979. – Vol. 32. – P. 166–167.

Dent, A. J. An EXAFS study of uranyl ion in solution and sorbed onto silica and montmorillonite clay colloids / A. J. Dent, J. D. F. Ramsay, S. W. Swanton // J. Colloid and Interface Science. – 1992. – Vol. 50, N 1. – P. 45–60.

Determination of uranium content of the water in the Yellow River by fission-track method / H. L. Chen, H. Z. Yang, M. Han, H. Zhang // Nuclear techniques. – 1995. – Vol. 4. – P. 58–59.

Distribution of uranium isotopes in surface water of the Llobregat river basin (Northeast Spain) / A. Camacho, R. Devesa, I. Serrano, J. Soler, S. Blazquez, X. Ortega, L. Matia // J. of Environm. Radioactivity. – 2010. – Vol. 101. – P. 1048–1054.

Distribution of uranium isotopes in the main channel of Yellow river / X. Jiang, Z. Yu, T. L. Ku, X. Kang, W. Wei, H. Chen // Continental shelf research. – 2009. – Vol. 29. – P. 719–727.

Gascoyne, M. Geochemistry of the actinides and their daughters / M. Gascoyne // Uranium series disequilibrium: Applications to Environmental problems / ed. Ivanovich M., Harmon R.S. – Oxford: Clarendon Press, 1992. – P. 34–61.

Guidelines for Drinking-Water Quality / World Health Organization (WHO), third ed. – Geneva (Switzerland): WHO, 2004. – P. 595.

Gulati, K. L. Assimilation of uranium by wheat and tomato plants / K. L. Gulati, M. C. Osval, K. K. Nagpal // Plant and Soil. – 1980. – Vol. 55. – P. 55–59.

Ho, C. H. Effect of Humic Acid on Uranium Uptake by Hematite Particles / C. H. Ho, N. H. Miller // J. Colloid and Interface Sci. – 1985. – Vol. 106, N 2. – P. 281–288.

Inhibition of bacterially promoted uranium reduction: ferric (hydr)oxid as a competitive electron acceptors / B. Wielinga, B. Bostick, C. M. Hansel, R. F. Rosenberg, S. Bendorf // Environ. Sci. Technol. – 2000. – Vol. 34. – P. 2190–2195.

Isotopic tracing of the dissolved U fluxes of Himalayan Rivers: implications for present and past U budgets of the Ganges–Brahmaputra system / F. Chabaux, J. Riotte, N. Clauer, C. France-Lanord // Geochimica et cosmochimica acta. – 2001. – Vol. 65 (19). – P. 3201–3217.

Kinze, M. Uranium in the Aquatic Environment / M. Kinze. – B.: Springer, 2002. – P. 1–7.

Kochenov, A. V. Some features of the accumulation of uranium in peat bogs / A. V. Kochenov, V. V. Zinoviyev, S. A. Lovaleva // Geochem. International. – 1965. – Vol. 2. – P. 65–70.

Landa, E. Isolation of Uranium Mill Tailings and Component Radionuclides from the Biosphere – Some Earth Science Perspectives / E. Landa. – U.S.: Government Printing Office, 1980. – 35 p.

Luo, W. Dissolution and mobilization of uranium in a reduced sediment by natural humic substances under anaerobic conditions / W. Luo, B. Gu // Environ. Sci. & Technol. – 2009. – Vol. 43, N 1. – P. 152–156.

Majzlan, J. Speciation of iron and sulfate in acid waters: aqueous clusters to mineral precipitates / J. Majz-

lan, S. C. B. Myneni // *Environ. Sci. Technol.* – 2005. – Vol. 39. – P. 188–194.

Masuda, K. Studies on environmental contamination by uranium. 2. Effects of carbonate ion adsorption of uranium on soil and its desorption / K. Masuda, T. Yamamoto // *J. Radiat. Res.* – 1973. – Vol. 14, N 3–4. – P. 94–99.

Modelling in-situ uranium (VI) bioreduction by sulfate-reducing bacteria / J. Luo, F. - A. Weber, O. A. Cirpka, W. M. Wu, J. L. Nyman, J. Carley, P. M. Jardine, C. S. Criddle, P. K. Kitanidis // *J. contaminant hydrology.* – 2007. – Vol. 92. – P. 129–148.

Pacheco, M. L. Capillary zone electrophoretic (CZE) study of uranium(VI) complexation with humic acids / M. L. Pacheco, J. Havel // *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.* – 2001. – Vol. 248, N 3. – P. 565–570.

Palmer, M. R. Uranium in river water / M. R. Palmer, J. M. Edmond // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 1993. – Vol. 57, N 20. – P. 4947–4955.

Particle transport of uranium in the Kalix River and the Baltic Sea / P. S. Andersson, D. Porcelli, G. J. Wasseburg, J. Ingri // *Geochim. cosmochim. Acta.* – 1998. – Vol. 62. – P. 385–392.

Radioactive and radiogenic isotopes in sediments from Cooper Creek Western ARNHEM land / A. Frostick, A. Bollhofer, D. Parry, N. Munksgaard, K. Evans // *J. of Environm. Radioactivity.* 2008. – Vol. 99. – P. 468–482.

Role for Fe (III) minerals in nitrate-dependent microbial U (IV) oxidation / J. M. Senko, Y. Mohamed, T. A. Dewers, L. R. Krumholz // *Environ. Sci. Technol.* – 2005. – Vol. 39. – P. 2529–2536.

Sandino, A. The solubility of $(\text{UO}_2)_3(\text{PO}_4)_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}(\text{s})$ and the formation of U(VI) phosphate complexes: Their influence in uranium speciation in natural waters / A. Sandino, J. Bruno // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* – 1992. – Vol. 56, N 12. – P. 4135–4145.

Scott, M. R. The chemistry of U- and Th - series nuclides in rivers / M. R. Scott // *Uranium series disequilibrium: Application to environmental problems* / eds. M. Ivanovich, R. S. Harmon. – Oxford : Clarendon Press. – 1982. – P. 181–201.

Sheppard, S. C. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium / S. C. Sheppard, M. I. Sheppard // *J. Environ. Radioact.* – 2005. – Vol. 79. – P. 55–83.

Sheppard, S. C. Toxicants in the Environment: bringing radioecology and ecotoxicology together / S. C. Sheppard // *Radioactive pollutants: impact on the environment* / F. Brechignac, B. J. Howard (Eds.). – EDP Sciences Les Ulis Cedex A., 2001. – P. 63–74.

Torgoev, I. A. Impact of uranium mining and processing on the environment of mountainous areas of Kyrgyzstan / I. A. Torgoev, U. G. Aleshyn, H. B. Havenit // *Uranium in the Aquatic Environment* / eds. B. J. Merkel, B. Planer-Friedrich, C. Wolkersdorfer. – B. : Springer, 2002. – P. 93–98.

U (VI) reduction to mononuclear U (VI) by Desulfotobacterium species / K. E. Fletcher, M. I. Boyanov, S. H. Thomas, Q. Wu, K. M. Kemner, F. E. Löffler // *Environ. Sci. Technol.* – 2010. – Vol. 44. – P. 4705–4709.

Uranil surface complexes formed on subsurface media from DOE facilities / B. C. Bostick, S. Fendorf, M. O. Barnett, P. M. Jardin, S. C. Brooks // *Soil Sci. Soc. Am. J.* – 2002. – Vol. 66. – P. 99–108.

Uranium pollution of water in the western part of Uzbekistan / Y. Kawabata, M. Yamamoto, V. Aparin, S. Ko, K. Shiraishi, M. Nagai, Y. Katayama // *J. of radioanalytical and nuclear chemistry.* – 2006. – Vol. 270 (1). – P. 137–141.

Uranium sorption species at low coverage on Al-hydroxide: TRILFS and XAFS studies / A. Froideval, M. Del Nero, C. Gaillard, R. Barillon, I. Rossini, J. L. Hazemann // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 2006. – Vol. 70. – P. 5270–5284.

Uranium speciation in water of different uranium mining areas / G. Bernhard, G. Geipel, V. Brendler, H. Nitsche // *J. Alloys Compd.* – 1998. – Vol. 271 (173). – P. 201–205.

Vertical distribution of uranium concentrations and $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ atom ratios in the coastal water off Aomori, Japan: A survey prior to the operation of nuclear fuel reprocessing facility / J. Zheng, M. Yamada, T. Aono, M. Kusakabe // *J. of Radioanalytical and Nuclear chemistry.* – 2006. – Vol. 270, N 3. – P. 669–675.

Vintro, L. L. Americium, plutonium and uranium contamination and speciation in well waters, streams and atomic lakes in the Sarzhai region of the Semipalatinsk Nuclear Test Site, Kazakhstan / L. L. Vintro, P. I. Mitchell, A. Omarova // *J. of Environm. Radioactivity.* – 2009. – Vol. 100. – P. 308–314.

CONCENTRATION AND PHASE DISTRIBUTION OF THE NATIVE URANIUM IN SURFACE WATERS (OVERVIEW)

N.G. Rachkova

*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar
P. Sorokin Syktyvkar State University*

Summary. Risk of uranium intake to the water bodies is caused by its radioactivity and toxicity resulted in an oxidative stress and disbalance in the redox systems of living cells. Under natural conditions, the intensity of these effects is affected indirectly by the concentration and physico-chemical forms of the radioactive element (uranium speciation) in water environment. This article provides an overview of the literature about technologically determined and background concentrations and corresponding forms of uranium in the natural waters and about relationship of these parameters with environmental characteristics. Obtained by author results are added by analysis of more than 70 publications. Groups of physico-chemical and hydrodynamic factors are determined affecting the phase distribution of uranium in the water bodies. Mechanisms of interaction of uranyl with the main components of surface waters and bottom sediments are considered. Three main groups of studies were revealed according to the way of receiving the information. First deals with the direct assessment of intensity and uranium forms in the surface waters. Second is an empirical modeling the hydrogenic migration of uranium using statistical methods. Third group is represented by laboratory instrumental studies, modeling the natural processes of uranium migration and concentrating in the water bodies. There are a few publications committing system and integrated approach to study the hydrogenic migration of radioactive element and this fact limits the opportunities of prediction uranium spatial and temporal distribution in the technogenic disturbed aquatic ecosystems.

Key words: uranium, surface waters, waters bodies, radioactive contamination, hydrogenic migration, uranium speciation