

УДК 544.72+544.58+621.039.7

ИССЛЕДОВАНИЕ СОВМЕЩНОГО ВЛИЯНИЯ ЖЕЛЕЗА(III) И БОРНОЙ КИСЛОТЫ НА СОСТОЯНИЕ РУТЕНИЯ-106 В ВОДНЫХ РАСТВОРАХ

© 2024 г. О. Б. Коренькова*, А. В. Радкевич, В. В. Торопова, Е. М. Дашук

Объединённый институт энергетических и ядерных исследований – Сосны НАН Беларуси, Луговослободской с/с, 47/22, район д. Прилесье, корпус ЛТК 205, 223063 Минская обл., Минский р-н, Республика Беларусь

*e-mail: korenkova_olya@mail.ru

Получена 15.04.2024, после доработки 10.06.2024, принята к публикации 17.06.2024

Рассматривается состояние радионуклида ^{106}Ru в растворах, моделирующих технологические среды и жидкие радиоактивные отходы атомных электростанций с реактором типа ВВЭР, а также влияние физико-химического состояния радионуклида на эффективность ионообменных и ультрафильтрационных методов очистки. Установлены области существования ионного и неионного состояний исследуемого радионуклида в растворах сложного состава, а также распределение частиц, содержащих ^{106}Ru , по размерам. Показано образование комплексных соединений ^{106}Ru с полиборатными ионами в нейтральной и слабощелочной области pH, которое приводит к снижению эффективности очистки жидких радиоактивных отходов от радионуклидов рутения.

Ключевые слова: радионуклиды, рутений, жидкие радиоактивные отходы, ионный обмен, ультрафильтрация, центрифугирование, продукты коррозии, гидроксоформы Fe(III), борная кислота

DOI: 10.31857/S0033831124040027

ВВЕДЕНИЕ

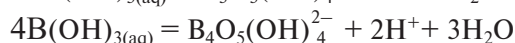
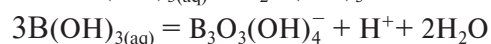
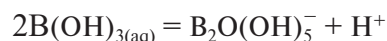
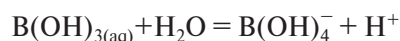
Большое внимание с начала работы первой в мире атомной электростанции (АЭС) было посвящено вопросам безопасной работы АЭС. Одним из основных факторов, влияющих на надежную и безопасную работу АЭС, является водно-химический режим (ВХР). ВХР выполняет целый ряд задач, одной из которых является предотвращение коррозионных повреждений конструкционных материалов оборудования и образования отложений на его поверхности [1–3].

Неблагоприятное воздействие коррозии проявляется в ухудшении механических свойств оборудования и трубопроводов первого и второго контуров, ухудшении теплопередачи от тепловыделяющих сборок (ТВС), уменьшение проходного сечения ТВС, рост перепада давления на активной зоне и многое другое [4, 5]. Как отмечено в работе [6], большая часть продуктов коррозии представляет собой шпинели нестехиометрического магнетита. Продукты коррозии в теплоносителе первого контура присутствуют как во взвешенной, так и в растворенной формах. Радионуклиды активационного происхождения, а также продукты деления, которые попали в теплоноситель через неплотности в оболочках ТВЭЛов, могут адсорбироваться на коррозионных частицах и мигрировать по всему первому контуру, что приведет к формированию высокоактивных отложений на различных поверхностях оборудования и трубопроводов первого контура [6]. Появление

радиоактивных отложений в первом контуре приводит к увеличению дозовой нагрузки на персонал во время обслуживания или ремонта оборудования, что в свою очередь вызывает необходимость дезактивации отдельных частей или всего первого контура [7].

Другой важной задачей ВХР является контроль мощности, который на реакторах типа ВВЭР или РWR осуществляется при помощи борной кислоты. Основными преимуществами использования борной кислоты в качестве поглотителя нейтронов также является ее хорошая растворимость в воде и химическая стабильность [8].

В зависимости от концентрации и значения pH в растворах борной кислоты могут образовываться полиядерные ионы. Диссоциация борной кислоты проходит через процесс гидролиза. Значение pK гидролиза в стандартных условиях составляет 9.23. При низких концентрациях борной кислоты в растворе присутствуют только комплексы $\text{B}(\text{OH})_3$ и $\text{B}(\text{OH})_4^-$. Однако при высоких концентрациях борной кислоты в слабощелочной области бораты взаимодействуют с борной кислотой, формируя полиядерные ионы [9].



Повышение концентрации борной кислоты и изменение pH вызывают перестройку ее комплексов и увеличение доли три- и тетрабората [10].

Радионуклиды рутения образуются в ядерном топливе в результате деления как урана, так и плутония [11]. Через неплотности твэлов, а также с поверхности твэлов, загрязненных ураном, рутений попадает в теплоноситель первого контура, образует как растворимые, так и нерастворимые соединения, распространяется по технологическим водным средам АЭС и попадает в жидкие радиоактивные отходы (ЖРО). В этой связи физико-химическое состояние микроколичеств рутения в растворах вызывает большой интерес в настоящее время [11, 12]. Химия водных растворов рутения довольно сложна, поскольку данный элемент имеет большое количество степеней окисления и образует разнообразные комплексные соединения [13, 14]. Интерес к данному элементу также связан с его свойством образовывать летучие оксиды, которые представляют большую опасность в случае тяжелой аварии на АЭС [15, 16]. Кроме того известно, что радионуклиды рутения вызывают большие сложности в ходе переработки отработанного ядерного топлива и стеклования высокоактивных отходов [17, 18]. В связи со всем вышесказанным поиск методов очистки ЖРО от радионуклидов рутения является актуальной задачей для радиохимиков.

Гидроксоформы железа(III) как продукт коррозии и борная кислота присутствуют в теплоносителе первого контура, жидких радиоактивных средах (ЖРС) и в ЖРО, образуемых на АЭС. Методы очистки ЖРС и переработки ЖРО опираются на физико-химическое состояние тех или иных радионуклидов, которое в свою очередь зависит от ряда факторов, в том числе и присутствия сторонних соединений. В данной работе изучено влияние гидроксоформ железа(III) и борной кислоты в различной концентрации на физико-химическое состояние микроколичеств ^{106}Ru в водных растворах.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Для приготовления рабочих растворов использовали радионуклид рутений-106 в химической форме хлорид рутения (III, IV). В ходе исследования изучались водные растворы ^{106}Ru в 0.1 моль/дм³ азотной кислоте с объемной активностью ~200 кБк/дм³ (концентрация ^{106}Ru ~10⁻⁹ моль/дм³) в присутствии гидроксоформ Fe(III) в концентрации 1 мг/дм³ и борной кислоты с концентрацией 5, 10 и 16 г/дм³ в интервале pH от 1.1 до 11.0. Исследование проводили методами ионного обмена, ультрафильтрации и центрифугирования.

В экспериментах по ионному обмену использовали катионит Resinex KW-8 в К⁺-форме и анионит Resinex A4 в NO₃⁻ и BO₃³⁻-формах. К навеске смолы приливали 50 см³ рабочего раствора, перемешивали на лабораторном встряхивателе в течение 1 сут со скоростью 200 об/мин, после чего измеряли активность аликво-

ты раствора. Соотношение V/m составляло ~3000 см³/г. Количество радионуклида, сорбировавшегося на ионообменной смоле, определяли при помощи коэффициента распределения (K_d , см³/г), который рассчитывали по уравнению (1):

$$K_d = \frac{(A_0 - A_i) \cdot V}{A_i \cdot m}, \quad (1)$$

где A_0 и A_i — активность аликвот начального и i -го раствора, Бк; V — объем раствора, см³; m — масса ионита, г.

В экспериментах по ультрафильтрации использовали ячейку Millipore 8200 с ультрафильтрационными мембранами из регенерированной целлюлозы. Предел отсека мембран составляет 1, 10 и 100 кДа. Мембрана с пределом отсека 1 кДа ориентировочно соответствует мембране с размером пор 1 нм, 10 кДа — мембране с размером пор ~2.6 нм, а 100 кДа — мембране с размером пор ~9.1 нм [19]. Исследуемый раствор объемом 125 см³ фильтровали при давлении 0.3 МПа в экспериментах с мембранами с пределом отсека 1 и 10 кДа и 0.1 МПа в экспериментах с мембраной с пределом отсека 100 кДа.

В экспериментах по центрифугированию использовали лабораторную центрифугу ОПн-8. Проводилось центрифугирование четырех образцов раствора объемом 25 см³. Скорость вращения центрифуги составляла 8000 об/мин, время вращения 30 мин. Подобные условия позволяют осадить частицы размером более 50 нм [20]. Количество радионуклида, задерживаемого ультрафильтрационной мембраной (R) или осажденного под действием центробежных сил (S), рассчитывали по уравнению (2):

$$R \text{ (или } S) = \frac{(A_0 - A_i)}{A_0} \times 100\%, \quad (2)$$

где A_0 и A_i — активность аликвот начального и i -го раствора, Бк.

Активность ^{106}Ru в изучаемых растворах измеряли при помощи γ , β -спектрометра МКС АТ-1315 по γ -линии его дочернего изотопа ^{106}Rh ($E_\gamma = 511$ кэВ, квантовый выход 20.4%), время установления равновесия — 5 мин. Все представленные ниже данные получены усреднением 3–5 результатов измерений.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 1 представлены данные по ионному обмену ^{106}Ru в водных растворах, содержащих Fe(III) в концентрации 1 мг/дм³.

В интервале pH от 1.1 до 1.8 ^{106}Ru сорбируется только на катионите, что указывает на преобладание в растворе катионных форм исследуемого радионуклида. Далее в интервале pH от 1.8 до 3.2 происходит рост задержания ^{106}Ru на анионите, а при pH ≥ 3.2 сорбция на катионите и анионите становится одинаковой, что

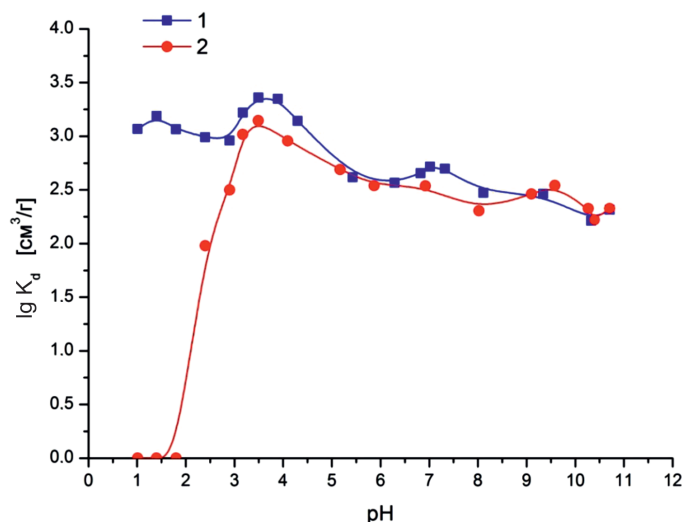


Рис. 1. Коэффициент распределения радионуклида ^{106}Ru на катионите (1) и анионите (2) в присутствии гидроксиформ Fe(III) в зависимости от pH раствора.

свидетельствует о переходе ^{106}Ru из ионного состояния в неионное (псевдоколлоидное).

В отсутствие Fe(III) переход ^{106}Ru из ионной формы в неионную происходит при pH 4.2 [21]. В соответствии с работой [22] при pH ≥ 3.5 Fe(III) в водных растворах находится в неионном (коллоидном) состоянии. Также в работе [22] указано, что в интервале pH от 1.0 до 1.5 Fe(III) в концентрации $\sim 10^{-7}$ моль/дм³ в растворе находится в форме гидратированного иона $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$. При pH > 1.5 начинается гидролиз Fe^{3+} -катионов с образованием мооядерных гидроксокомплексов. В работе [23] представлены результаты спектрофотометрического и потенциометрического исследования растворов перхлората железа(III) при концентрации Fe^{3+} 2.5×10^{-5} моль/дм³ (ионная сила растворов составляла 0.1 моль/дм³). Авторы работы составили модель равновесий, протекающих в изучаемой системе; согласно приведенным данным, значение первой константы гидролиза pK составляет 2.16 ± 0.19 . Также в работе [23] указано, что водных растворах, содержащих железо в концентрации 2.5×10^{-5} моль/дм³, в интервале pH от 1.0 до 1.5 присутствуют гидратированные ионы железа (III) и небольшое количество FeOH^{2+} . Можно сделать предположение, что катионные формы ^{106}Ru взаимодействуют с FeOH^{2+} с образованием смешанных полиядерных гидроксокомплексов и при pH > 3.2 — с образованием псевдоколлоидных частиц. Таким образом, присутствие в растворе Fe(III) приводит к псевдоколлоидообразованию ^{106}Ru при более низких значениях pH.

На рис. 2 представлены экспериментальные данные по ионному обмену ^{106}Ru в водных растворах, содержащих одновременно Fe(III) в концентрации 1 мг/дм³ и борную кислоту в концентрации 5, 10 и 16 г/дм³.

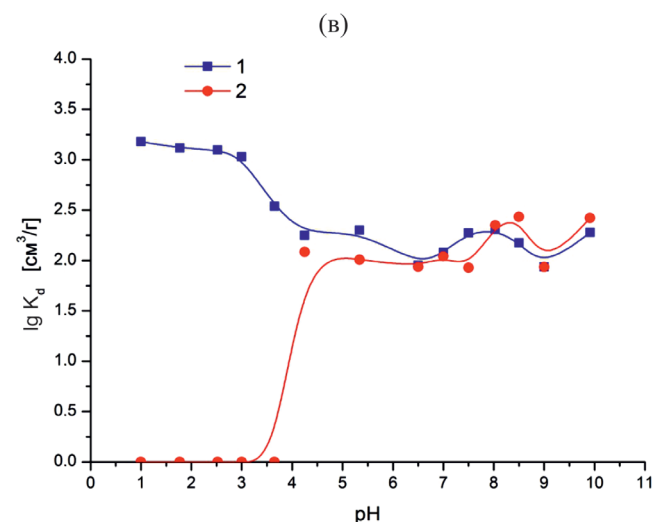
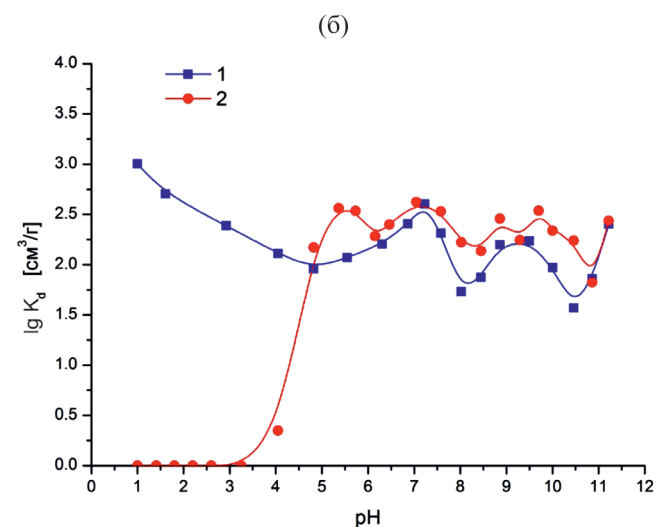
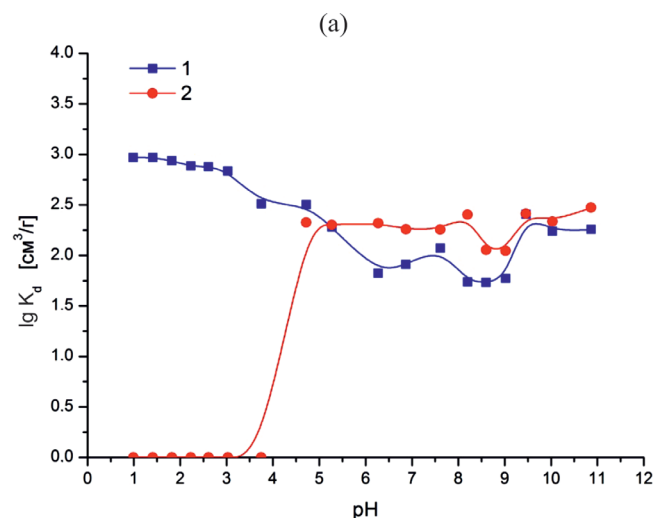


Рис. 2. Коэффициент распределения радионуклида ^{106}Ru на катионите (1) и анионите (2) в зависимости от значения pH раствора в присутствии гидроксиформ Fe(III) и борной кислоты в концентрации, г/дм³: а — 5, б — 10, в — 16.

В присутствии Fe(III) и борной кислоты в концентрации 5 г/дм³ в интервале pH от 1.1 до 3.8 ¹⁰⁶Ru находится в растворе преимущественно в ионной форме. Далее в интервале pH 3.8–4.7 происходит резкий рост коэффициента распределения на анионите, и при дальнейшем увеличении значения pH сорбция на обоих ионитах становится одинаковой, что указывает на переход ¹⁰⁶Ru в псевдоколлоидное состояние. Таким образом, добавление в исследуемые растворы борной кислоты приводит к увеличению на 1.5 единицы pH начала псевдоколлоидообразования ¹⁰⁶Ru. Увеличение концентрации борной кислоты с 5 до 16 г/дм³ не оказало существенного влияния на распределение ¹⁰⁶Ru на используемых ионообменных смолах.

Ранее было изучено влияние борной кислоты в концентрации 5–16 г/дм³ на состояние ¹⁰⁶Ru в водных растворах в отсутствие гидроксиформ Fe(III) [24]. Добавление в исследуемые растворы гидроксиформ Fe(III) приводит к изменению областей существования ионных и неионных форм ¹⁰⁶Ru: в отсутствие гидроксиформ Fe(III) псевдоколлоидообразование начиналось при pH 3.2, а в их присутствии – при 4.7.

Состояние ¹⁰⁶Ru в растворах в присутствии гидроксиформ Fe(III) исследовали методом ультрафильтрации на мембранах с пределом отсека 1 и 10 кДа (размером пор ~1 и ~2.6 нм соответственно). Полученные данные позволяют оценить распределение по размерам частиц, содержащих ¹⁰⁶Ru, в зависимости от pH растворов (табл. 1).

На рис. 3 представлены данные по ультрафильтрации растворов, содержащих Fe(III) в концентрации 1 мг/дм³ и борную кислоту в концентрации 5–16 г/дм³.

Полученные данные свидетельствуют о том, что в растворах, содержащих Fe(III) и борную кислоту в концентрации 5 г/дм³, при pH ≥ 5.3 около 65% псевдоколлоидных частиц ¹⁰⁶Ru имеют размер более 10 кДа.

Эксперимент по ультрафильтрации растворов, содержащих гидроксиформы Fe(III) и борную кислоту в концентрации 10 г/дм³, показал, что ~82% образуемых псевдоколлоидных частиц имеют размер более 10 кДа. Однако при фильтрации данных растворов на мембране с пределом отсека 10 кДа наблюдается

Таблица 1. Распределение частиц, содержащих ¹⁰⁶Ru, в водных растворах в присутствии гидроксиформ Fe(III)

Диапазон pH	Доля частиц с размером в указанном интервале		
	<1 кДа	1–10 кДа	>10 кДа
pH 3.0–3.2	43.8%	18.7%	37.5%
pH 3.2–4.3	Переходная область, наблюдается укрупнение псевдоколлоидных частиц, содержащих ¹⁰⁶ Ru		
pH 4.3–11.0	21.0%	32.0%	47.0%

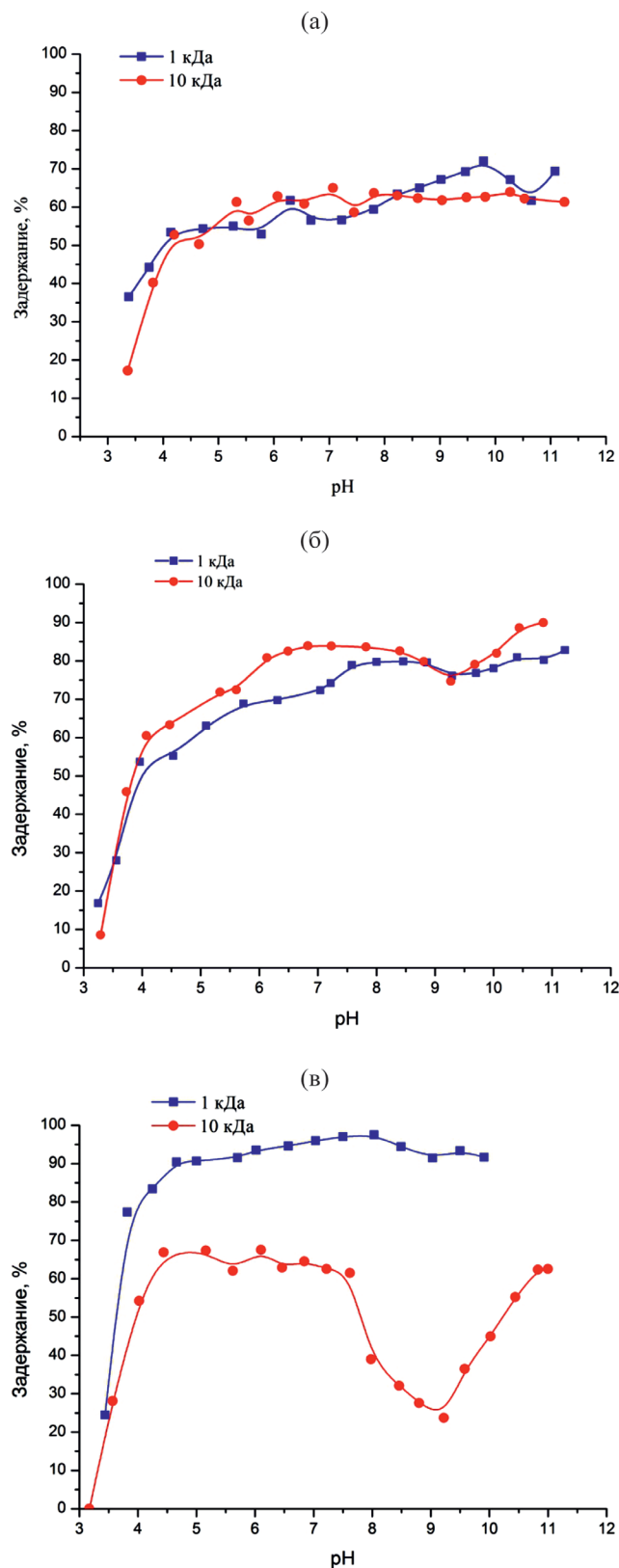


Рис. 3. Зависимость задержания ¹⁰⁶Ru ультрафильтрационными мембранами с пределом отсека 1 и 10 кДа от pH раствора в присутствии гидроксиформ Fe(III) и борной кислоты в концентрации, г/дм³: а – 5, б – 10, в – 16.

небольшое уменьшение задержания ^{106}Ru в интервале pH от 8.8 до 9.7 с 83 до 74%.

Увеличение концентрации борной кислоты до 16 г/дм^3 (рисунок 3, в) приводит к уменьшению размера псевдоколлоидных частиц ^{106}Ru : в интервале pH от 4.4 до 7.6 около 62% частиц имеют размер более 10 кДа, 33% частиц — размер 1–10 кДа и 5% частиц — размер менее 1 кДа. В интервале pH от 7.6 до 10.4 наблюдается уменьшение задержания ^{106}Ru ультрафильтрационной мембраной с пределом отсеечения 10 кДа. Наблюдаемое явление объясняется разрушением или уменьшением размера псевдоколлоидных частиц ^{106}Ru за счет образования комплексных соединений с полиборатными ионами.

На рис. 4 представлены результаты эксперимента по ультрафильтрации исследуемых растворов при помощи мембраны с пределом отсеечения 100 кДа.

Полученные данные показывают, что в растворах, содержащих борную кислоту в концентрации 5 г/дм^3 , при $\text{pH} \geq 6.5$ около 82% псевдоколлоидных частиц ^{106}Ru имеют размер более 100 кДа и их количество несколько увеличивается по мере роста pH раствора (с 82 до 92%).

При фильтрации растворов, содержащих борную кислоту в концентрации 10 г/дм^3 , в интервале pH от 8.0 до 10.4 наблюдается резкое уменьшение задержания исследуемого радионуклида ультрафильтрационной мембраной. Наблюдаемую зависимость можно объяснить разрушением или уменьшением размера псевдоколлоидных частиц рутения за счет комплексообразования с полиборатами. Дальнейшее увеличение концентрации борной кислоты до 16 г/дм^3 приводит к увеличению области существования данных комплексов: они образуются в интервале pH 7.0–10.6.

Сравнение полученных в настоящей работе результатов ультрафильтрации с данными работы [23] указывает на то, что в присутствии гидроксиформ Fe(III) не происходит резкого уменьшения задержания рутения в нейтральной и слабощелочной области pH за счет образования комплексных соединений с полиборатными ионами в растворах с концентрацией борной кислоты 5 г/дм^3 . Кроме того, область существования комплексов рутения с полиборатами в растворах борной кислоты с концентрацией 10 и 16 г/дм^3 в присутствии гидроксиформ Fe(III) меньше, чем в их отсутствие [24]. Наблюдаемые изменения можно объяснить образованием при гидролизе Fe(III) более крупных частиц, на которых сорбируется ^{106}Ru . При этом разрушение (уменьшение размера) псевдоколлоидов при pH 8.0–10.4 также происходит в растворах борной кислоты высокой концентрации, что обусловлено образованием полиборатных комплексов как рутения, так и железа.

На рис. 5 представлены результаты экспериментов по центрифугированию исследуемых растворов.

Осаждение крупных частиц (размером $>50\text{ нм}$) под действием центробежной силы в растворах, содержащих только гидроксиформы Fe(III), начинается при

pH 3.4. В отсутствие гидроксиформ Fe(III) в исследуемых растворах образование таких частиц наблюдается при pH 4.3 [21]. При pH 4.3 кривая 1 выходит на плато, и количество частиц размером более 50 нм, содержащих ^{106}Ru , составляет около 45%. В отсутствие Fe(III) при аналогичных условиях в растворе кривая выходит на плато при pH 5.5 и количество крупных частиц, содержащих ^{106}Ru , составляет 75% [21]. Таким образом, в присутствии гидроксиформ Fe(III) оседает меньше частиц, содержащих ^{106}Ru , чем в их отсутствие. В данный момент сложно объяснить,

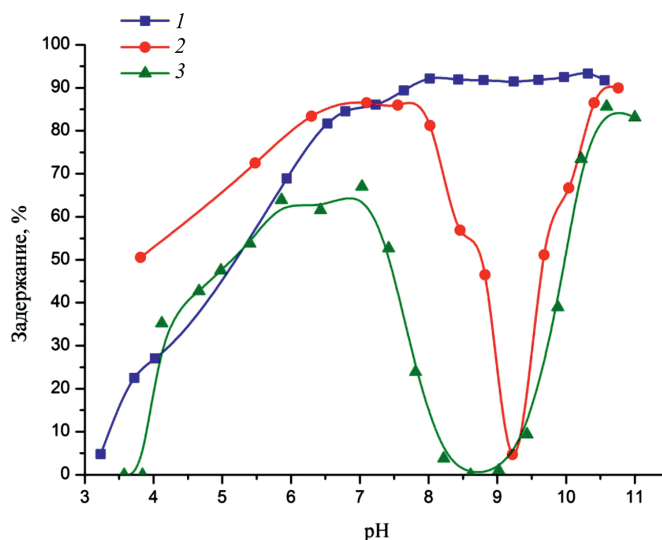


Рис. 4. Задержание ^{106}Ru ультрафильтрационной мембраной с пределом отсеечения 100 кДа в зависимости от pH раствора в присутствии гидроксиформ Fe(III) и борной кислоты в концентрации, г/дм^3 : 1 – 5, 2 – 10, 3 – 16.

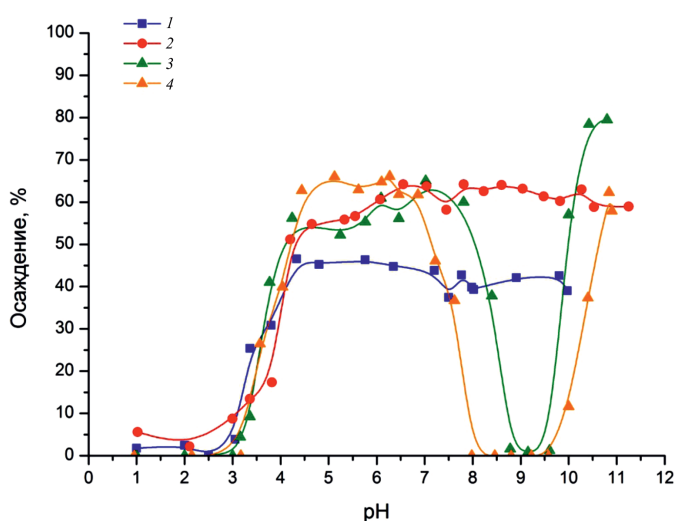


Рис. 5. Зависимость степени осаждения частиц, содержащих ^{106}Ru , при центрифугировании от pH раствора в присутствии 1 мг/дм^3 Fe(III) и борной кислоты в концентрации, г/дм^3 : 1 – 0, 2 – 5, 3 – 10, 4 – 16.

чем вызвано такое поведение, наблюдаемая зависимость требует дальнейшего изучения.

В растворах, содержащих гидроксоформы Fe(III) и борную кислоту в концентрации 5 г/дм³, образование крупных частиц, содержащих ¹⁰⁶Ru и осаждаемых под действием центробежной силы, начинается при pH 3.4, а при pH ≥ 4.2 количество таких частиц достигает 51% и несколько увеличивается по мере роста pH раствора (с 51 до 63%).

В растворах, содержащих гидроксоформы Fe(III) и борную кислоту в концентрации 10 г/дм³, образование частиц, содержащих ¹⁰⁶Ru, размером более 50 нм происходит в интервале pH от 3.2 до 4.2. При pH > 4.2 кривая выходит на плато и при увеличении значений pH наблюдается небольшой рост количества осаждаемых частиц: с 56 до 65%. Кроме того, в интервале pH от 7.8 до 10.0 наблюдается резкое уменьшение количества осаждаемых в поле центробежных сил частиц, содержащих ¹⁰⁶Ru. Как и в эксперименте по ультрафильтрации, такое поведение ¹⁰⁶Ru указывает на разрушение или уменьшение размера псевдоколлоидных частиц за счет образования комплексных соединений рутения с полиборатными ионами.

Увеличение концентрации борной кислоты с 10 до 16 г/дм³ приводит к увеличению области существования данных комплексных соединений: они образуются в интервале pH от 7.2 до 10.4. Образование частиц, содержащих ¹⁰⁶Ru, размером более 50 нм в растворах с концентрацией борной кислоты с 16 г/дм³ происходит в интервале pH от 3.2 до 4.4, количество осаждаемых частиц, содержащих ¹⁰⁶Ru, в интервале pH 4.4–6.9 составляет ~64%.

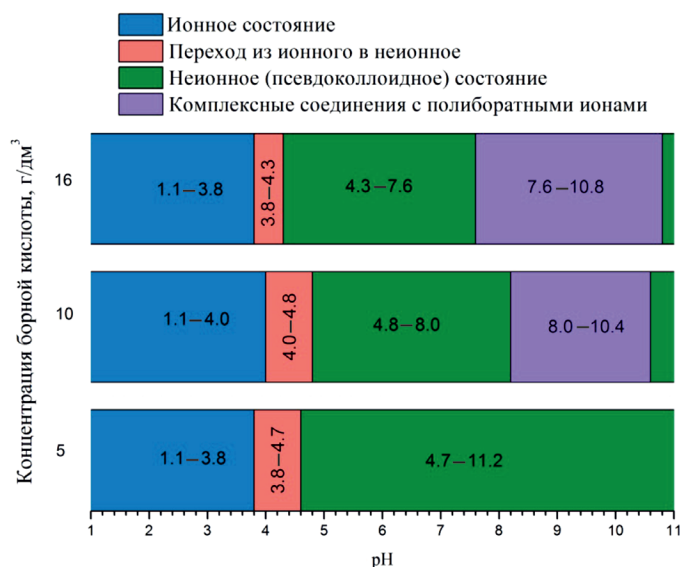


Рис. 6. Области существования различных состояний ¹⁰⁶Ru в растворах в присутствии гидроксоформ Fe(III) в зависимости от концентрации борной кислоты.

В водных растворах, содержащих ¹⁰⁶Ru и борную кислоту в концентрации 5–16 г/дм³, методом центрифугирования также было показано образование комплексных соединений рутения с полиборатными ионами в интервале pH 6.4–10.3 [24]. В отсутствие гидроксоформ Fe(III) значение pH, при котором начиналось образование крупных частиц, которые осаждались под действием центробежной силы, составляло ~4.5 (в присутствии гидроксоформ Fe(III) образование начиналось при pH 3.2). Кроме того, в отсутствие гидроксоформ Fe(III) образование комплексов с полиборатными ионами происходит в растворах с концентрацией борной кислоты, равной 5 г/дм³. В присутствии гидроксоформ Fe(III) образование комплексов начинается только при концентрации борной кислоты, равной 10 г/дм³. Наблюдаемые изменения также можно объяснить образованием при гидролизе Fe(III) более крупных частиц, на которых сорбируется ¹⁰⁶Ru. При этом разрушение или уменьшение размера псевдоколлоидов при pH 7.8–10.0 также происходит в растворах борной кислоты высокой концентрации, что обусловлено образованием полиборатных комплексов как рутения, так и железа.

Аналогично ультрафильтрации, центрифугирование показало, что область существования комплексов рутения с полиборатами в растворах борной кислоты с концентрацией 10 и 16 г/дм³ в присутствии гидроксоформ Fe(III) меньше, чем в их отсутствие.

В целом влияние Fe(III) и борной кислоты на состояние ¹⁰⁶Ru в водных растворах в широком интервале pH иллюстрирует рис. 6.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучено состояние радионуклида ¹⁰⁶Ru в водных растворах и присутствии гидроксоформ Fe(III) в концентрации 1 мг/дм³ и борной кислоты в различной концентрации. Метод ионного обмена помог установить области существования ионного и неионного состояния исследуемого радионуклида в растворах различного состава: в интервале pH от 1.1 до 4.7 рутений находится в ионном состоянии, а при pH > 4.7 исследуемый радионуклид переходит в неионную (псевдоколлоидную) форму во всех изученных растворах.

Кроме того, эксперимент по ультрафильтрации и центрифугированию показал, что в нейтральной и слабощелочной области pH в присутствии гидроксоформ Fe(III) и борной кислоты в концентрации 10 и 16 г/дм³ происходит резкое разрушение или уменьшение размера псевдоколлоидных частиц ¹⁰⁶Ru за счет образования комплексных соединений с полиборатными ионами. Было установлено распределение образующихся псевдоколлоидных частиц по размерам, а также показано, что увеличение концентрации борной кислоты приводит к уменьшению размера псевдоколлоидных частиц.

Установлено, что и гидроксоформы Fe(III), и борная кислота существенно влияют на состояние ^{106}Ru в водных растворах в широком интервале pH.

Полученные результаты важны для понимания поведения радионуклидов рутения в водных растворах различного состава, а также для разработки эффективных методов очистки ЖРО. На основании полученных данных можно сделать вывод о причинах низкой селективности широко распространённого в атомной энергетике ионообменного метода очистки ЖРС и ЖРО по отношению к радионуклидам рутения в растворах, содержащих борную кислоту и гидроксоформы железа, при характерном pH 6.0–9.0. В свою очередь, при помощи ультрафильтрации с использованием мембраны с размером пор ~1 нм можно удалить из растворов от 60 до 95% радионуклидов рутения. Данный метод может найти применение для очистки ЖРС и ЖРО различного состава со значением pH > 6.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Чиж В.А., Карницкий Н.Б., Денисов С.М., Нерезько А.В. Водоподготовка и водно-химические режимы ТЭС и АЭС. Минск: БНТУ, 2015. 107 с.
2. Тяпков В.Ф., Шарафутдинов Р.Б. // Вестн. Госатомнадзора России. 2003. № 4. С. 8.
3. Мальцева Т.В., Зинченко Ю.А., Добровольская И.Ю., Архипенко А.В. // Ядерн. и радиац. безопасность. 2012. № 4 (56). С. 37.
4. Кравченко В.В., Цыганкова С.Д. // Энергетика. Изв. высших учебных заведений и энергетических объединений СНГ. 2020. Т. 63. № 1. С. 89.
5. Крицкий В.Г., Березина И.Г., Родионов Ю.А., Гаврилов А.В. // Теплоэнергетика. 2011. № 7. С. 7.
6. Гусев Б.А., Семенов В.Г., Ефимов А.А., Панчук В.В. // Вестн. СПбГУ. 2012. Сер. 4. Вып. 4. С. 110.
7. Кулагина Т.А., Шеленкова В.В. // Журн. Сиб. фед. ун-та. Техника и технологии. 2017. Т. 10. Вып. 3. С. 352.
8. Zhang W., Liu T., Xu J. Preparation and characterization of ^{10}B boric acid with high purity for nuclear industry. URL: <https://springerplus.springeropen.com/articles/10.1186/s40064-016-2310-6>. Date of access: 05.04.2024.
9. Graff A., Barrez E., Baranek P., Bachet M., Benzeeth P. // J. Solution Chem. 2017. Vol. 46. P. 25.
10. Raynaud T., Bachet M., Benzeeth P., Graff A. Zinc(II)–boron(III) aqueous complex formation between 25 and 70°C. <https://doi.org/10.1007/s10953-023-01357-1>. Date of access: 05.04.2024.
11. Буслаева Т.М., Фесик Е.В., Кхан Н.А. // Тонкие хим. технологии. 2019. Вып. 14(6). С. 22.
12. Zuba I., Zuba M., Piotrowski M., Pawlukojc A. // Appl. Radiat. Isot. 2020. Vol. 162. ID 109176.
13. Rard J.A. Thermodynamic databases for multivalent elements: an example for ruthenium. URL: https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc1103533/m2/1/high_res_d/5752074.pdf. Date of access: 28.03.2024.
14. Schulz W.W., Metcalf S.G., Barney G.S. Radiochemistry of Elements: Radiochemistry of Ruthenium. Oak Ridge, 1984. 197 p.
15. Kajan I. Transport and containment chemistry of ruthenium under severe accident conditions in a nuclear power plant: PhD Thesis. Gothenburg: Chalmers Univ. of Technology, 2016. 95 p.
16. Karkela T., Ver N., Haste T., Davidovich N., Pyykonen J., Cantrel L. // Ann. Nucl. Energy. 2014. Vol. 74. P. 173.
17. Johal S.K., Boxall C., Gregson C., Steele C. // ECS Trans. 2015. Vol. 66. N 21. P. 31.
18. Устинов О.А., Якунин С.А., Воскресенская Ю.А. // Радиохимия. 2021. Т. 63. № 3. С. 213.
19. Schafer A.I., Mauch R., Waite T.D., Fane A.G. // Environ. Sci. Technol. 2002. Vol. 36. N 12. P. 2572.
20. Benes P., Majer V. Trace Chemistry of Aqueous Solutions. General Chemistry and Radiochemistry. Prague: Academia, 1980. P. 83.
21. Коренькова О. Б., Радкевич А.В., Вороник Н.И. // Изв. НАН Беларуси. Сер. хим. наук. 2021. Т. 57. № 3. С. 331.
22. Давыдов Ю.П. Формы нахождения металл-ионов (радионуклидов) в растворах. Минск: Беларуская навука, 2011. 301 с.
23. Перевощикова Н.Б., Корнев В.И. // Вестн. Удмурт. ун-та. 2006. № 8. С. 189.
24. Karankova V., Radkevich A., Varonik N. // J. Radioanal. Nucl. Chem. 2023. Vol. 332. P. 4561.

Influence of Iron(III) Hydroxo Forms and Boric Acid on the State of Ruthenium-106 in Aqueous Solutions

V. Karankova*, A. Radkevich. V. Torapava, A. Dashouk

*Joint Institute for Power and Nuclear Research—Sosny, National Academy of Sciences of Belarus,
Minsk 223063 Republic of Belarus,
e-mail: korenkova_olya@mail.ru

Received April 15, 2024; revised June 10, 2024; accepted June 17, 2024

The work examines the state of ^{106}Ru in solutions simulating technological media and liquid radioactive waste from nuclear power plants with a VVER reactor, as well as the influence of the physicochemical state of the radionuclide on the efficiency of ion exchange and ultrafiltration treatment methods. During the study, the regions of existence of ionic and nonionic states of the radionuclide were studied in solutions of complex composition. In addition, the size distribution of particles containing ^{106}Ru were established. The formation of complex compounds of ^{106}Ru with polyborate ions in the neutral and slightly alkaline pH region has been shown, which leads to a decrease in the efficiency of decontamination of liquid radioactive waste from ruthenium radionuclides.

Keywords: ruthenium, radionuclides, liquid radioactive waste, ion exchange, ultrafiltration, centrifugation