

УДК 549.6 : 541.18.053

В. В. Гончарук, Б. Ю. Корнилович, В. В. Лукачина

**ОЧИСТКА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД
ПРИРОДНЫМИ СОРБЕНТАМИ**

Охарактеризован качественный и количественный составы радиоактивных загрязнений природных вод после аварии на ЧАЭС. Приведён краткий обзор современных методов определения основных дозообразующих радионуклидов — цезия, стронция, плутония и америция. Намечены наиболее оптимальные пути решения проблемы очистки радиоактивно загрязненных вод с одновременным использованием традиционных алюминий- и железосодержащих коагулянтов и природных минеральных сорбентов месторождений Украины. Рассмотрена проблема переработки радиоактивных шламов-коагулятов водоочистки и предложен новый способ их утилизации с применением обычной керамической технологии.

© В. В. ГОНЧАРУК, Б. Ю. КОРНИЛОВИЧ, В. В. ЛУКАЧИНА, 1996

ISSN 0204—3556. Химия и технология воды, 1996, т. 18, № 2

131

Среди многочисленных аспектов защиты водного бассейна от технологических загрязнений одним из наиболее важных является обеспечение эффективной очистки вод от радиоактивных загрязнений. Выполнение этой задачи затрудняется общим ухудшением экологической ситуации, сопровождающимся появлением в водах большого количества разнообразных токсикантов органической и неорганической природы, что наряду с необходимостью разработки и применения все более сложных и совершенных технологий для достижения требуемых существующими нормативами уровней очистки ставит вопрос о пределах применимости самих этих норм [1, 2]. Их проявляющаяся в настоящее время все большая ограниченность, несмотря на теоретическую и практическую обоснованность на момент принятия, обусловлена недостаточным учетом возможности усугубления неблагоприятного влияния различных токсикантов и радионуклидов на живой организм при их совместном воздействии [3, 4]. Поэтому наиболее целесообразным подходом при разработке новых технологий удаления радиозагрязнений из вод, с точки зрения долгосрочной перспективы, является обеспечение максимально технически достижимых и экономически обоснованных уровней очистки. После аварии на Чернобыльской АЭС эти вопросы имеют для Украины особое значение.

Интенсивное развитие атомной промышленности привело к появлению значительного количества объектов, представляющих потенциальную радиационную опасность: атомных электростанций с реакторами различных типов (РБМК, ВВЭР), горно-химических комбинатов, заводов по переработке ядерного топлива и др. [5—7]. Радионуклидный состав загрязнений выбрасываемых в окружающую среду при их эксплуатации, а также в аварийных ситуациях существенно различается, что делает невозможным использование во всех возможных случаях радиоактивного загрязнения вод единой технологической схемы. Так, наиболее важными радионуклидами естественного происхождения, находящимися в водах, являются изотопы урана, радия и тория [8, 9]. Жидкие отходы, образующиеся в результате работы реакторов, содержат продукты деления, часть не экстрагированного при переработке облученного топлива плутония, трансурановых элементов. Радиологическая обстановка в пострадавших от Чернобыльской аварии районах определялась радионуклидами: ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu и ^{240}Pu [10, 11].

Целенаправленный подбор необходимых методов водоочистки и применяемых реагентов обуславливается, в первую очередь, характером радиоактивного загрязнения, объемом вод, нуждающихся в очистке, и требуемой концентрацией радионуклидов в очищенной воде. Для вод, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, некоторым ориентиром в оценке возможных концентраций (активностей) отдельных радионуклидов и особенно их соотношений могут быть усредненные данные, представленные в табл. 1, для наиболее долгоживущих нуклидов топлива четвертого блока ЧАЭС. Эти данные показывают, что среди продуктов деления основными дозообразующими радионуклидами являются ^{90}Sr и ^{137}Cs (β - и γ -излучатели).

Из α -излучателей, опасных с точки зрения внутреннего облучения, спустя 10 лет после катастрофы значащими можно считать только радионуклиды ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am . Кроме того, последний является единственным из всех радионуклидов, абсолютная концентрация которого не уменьшается во времени, а увеличивается. Такая картина обусловлена образованием ^{241}Am в результате β -распада наработанного в реакторе ^{241}Pu ($T_{1/2} = 14,6$ лет). Как показывают соответствующие расчеты, увеличение абсолютных концентраций (активностей) ^{241}Am будет продолжаться еще приблизительно 100 лет и только потом медленно начнет уменьшаться в соответствии с периодом полураспада 433 года. Приведенные данные показывают также, что если в момент аварии долей америция среди α -излучателей можно было полностью пренебречь, то десятилетие спустя активность ^{241}Am практически уже сравнялась с суммарной активностью всех трех α -излучателей плутония.

Следует также отметить, что вкладом α -активности всех изотопов урана можно пренебречь, так как он является слишком малым по сравнению с вкладом, вносимым радионуклидами америция и плутония. Роль радионуклидов кюрия (особенно ^{242}Cm), существенная в первые годы после аварии в процессах внутреннего облучения людей, к настоящему времени является незначительной.

Определение радионуклидного состава загрязненных вод представляет в ряде случаев значительные трудности [12]. Так, для определения ^{90}Sr обычно применяют его экстракционное концентрирование и отделение от мешающих радионуклидов при помощи хлороформного раствора дициклогексил-18-краун-6. В дальнейшем можно измерять активность ^{90}Sr непосредственно, либо после определенной выдержки проб (две недели) — сум-

Таблица 1. Расчет активностей долгоживущих радионуклидов в Бк/мкг топлива 4-го блока ЧАЭС

Радионуклид	$T_{1/2}$, годы	Активность на		
		26.04.86	26.04.88	26.04.96
^{90}Sr	28,5	920	880	710
^{108}Ru	1,0	6400	1600	6,5
^{125}Sb	2,77	90	55	7,3
^{137}Cs	30,2	1230	1200	980
^{134}Cs	2,06	770	390	24
^{144}Ce	0,78	19 000	3000	2,5
^{147}Pm	2,62	2600	1500	180
^{154}Eu	8,50	51	43	23
^{155}Eu	5,0	43	32	11
^{234}U	$2,5 \cdot 10^3$	0,051	0,051	0,051
^{235}U	$7,1 \cdot 10^8$	0,005	0,005	0,005
^{238}U	$4,4 \cdot 10^9$	0,012	0,012	0,012
^{238}Pu	87,8	5	4,9	4,6
^{239}Pu	$2,4 \cdot 10^4$	7	7	7
^{240}Pu	$6,5 \cdot 10^3$	8	8	8
^{241}Pu	14,6	1200	1100	760
^{241}Am	433	0,29	4,1	17
^{242}Cm	0,45	150	7	0,005
^{244}Cm	18,1	1	0,96	0,71

марную активность ^{90}Sr и его дочернего радионуклида ^{90}Y . Последний обладает более жестким β -излучением, что облегчает определение. Довольно распространена также методика определения ^{90}Sr путем экстракции ^{90}Y , находящегося в равновесии со ^{90}Sr . Такую экстракцию проводят обычно раствором ди-(2-этилгексил)fosфорной кислоты. Данный метод характеризуется большей экспрессностью по сравнению с предыдущим. Применяющиеся ранее классические методы определения стронция, основанные на соосаждении с малорастворимыми соединениями карбонатов, сульфатов, нитратов и оксалатов щелочно-земельных элементов, в настоящее время практически не используются. Для Sr^{2+} известна специфическая сорбция на некоторых ионообменных материалах, например специально приготовленных оксидах сурьмы (V), однако данный метод еще не прошел достаточной проверки, чтобы его можно было рекомендовать для определения ^{90}Sr в водах.

Содержание ^{137}Cs и ^{134}Cs определяют γ -спектрометрически. Для этого радионуклиды цезия предварительно концентрируют с использованием соосаждения с гексацианоферратами типа $\text{Fe}_3\text{MCs} [\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$, где M — Ni, Cu, Co, Zn.

Известна также методика, включающая применение волокнистого сорбента, импрегнированного гексацианоферратом. Последний вариант характеризуется экспрессностью.

Для α -спектрометрического определения радионуклидов плутония и америция их надо разделять, так как линии ^{238}Pu и ^{241}Am совпадают.

Разделение основано на переведении плутония в четырехвалентное состояние, в то время как для америция характерна степень окисления, равная 3. Принимая во внимание «размазывание» плутония по степеням окисления 3, 4, 5 и 6 и его разное поведение в этих формах, необходима предварительная стадия приведения их в одну валентную форму. Отделяют плутоний либо ионообменным методом (аниониты дауэкс-1, ВП-1-АП), либо экстракцией триоктилфосфиноксидом. Заканчивают определение плутония α -спектрометрически после выделения на подложках.

В настоящее время разработан также экспрессный метод γ -спектрометрического определения ^{241}Am после группового отделения радионуклидов цезия и стронция от суммы америция, плутония (и других трансурановых элементов), а также РЗЭ [13]. Такое разделение устраняет мешающее влияние эффекта Комптона на γ -спектры нуклидов с энергиями, меньшими, чем линии ^{137}Cs и ^{134}Cs , и улучшает метрологические характеристики определения америция и других радионуклидов.

Указанные усовершенствования помогли разработать метод анализа, обеспечивающий определение всех основных дозообразующих радионуклидов из одной исходной пробы. Установленный состав радиоактивного загрязнения позволяет выбрать необходимые методы очистки. Для радиозагрязнений, находящихся в коллоидном состоянии, основная их часть может быть удалена с использованием коагуляции и последующего фильтрования, причем в некоторой степени это касается и гидролизованных форм циркония, ниobia, церия и т. д. [14, 15]. В то же время процессы коагуляции и фильтрования практически неэффективны при удалении радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs , представляющих наибольшую опасность на загрязненных после аварий на Чёрнобыльской АЭС территориях и находящихся в воде в ионно-растворенном состоянии. В этом случае необходимым является применение мембранных, сорбционных и других методов [14, 16, 17]. Один из наиболее целесообразных путей решения проблемы — это применение коагуляционно-сорбционного метода, предусматривающего последовательное или параллельное введение в очищаемую воду коагулянта и сорбента. Последний может использоваться в порошкообразном виде, а в качестве осадительного реагента возможно применение традиционных алюминий- и железосодержащих коагулянтов.

При необходимости очистки больших объемов радиоактивно загрязненных вод особую важность приобретает экономическая сторона предлагаемых технологий [18]. В этом случае существенные преимущества перед синтетическими имеют природные сорбенты, сочетающие дешевизну с достаточно высокими сорбционными характеристиками. Их важнейшим преимуществом является доступность, что позволяет предлагать эффективные технические решения для различных регионов страны с использованием сорбентов, полученных на основе местного минерального сырья.

Для решения этой задачи нами были изучены сорбционные свойства по отношению к радионуклидам представителей основных структурных классов природных сорбентов. В табл. 2 приведены некоторые данные, полученные для типичных представителей различных структурных групп: слоистого силиката со структурой типа 2 : 1 — каолинита (Глуховского и Глуховецкого месторождений Украины), для слоистого силиката с набухающей структурой 2 : 1 — монтмориллонита и слоисто-ленточного силиката-палыгорскита, а также для природной смеси монтмориллонита и палыгорскита (все Черкасского месторождения). Из минералов с цеолитной структурой представлены морденит Водицкого и клиноптилолит Сокирницкого месторождений (Закарпатье). Из карбонатсодержащих материалов (мергель, наглинок, мергелистая глина и др.) приведены данные для пород Киевской области.

Установлено, что наиболее эффективным при очистке вод порошкообразными сорбентами являются слоистые силикаты с набухающей (монтмориллонит) и слоисто-ленточной (палыгорскит) структурой, а также цеолиты. При этом величины сорбции ^{137}Cs значительно превышают таковые

для ^{90}Sr . Такая высокая избирательность силикатов к ионам цезия, в первую очередь, связана с особенностями строения этих минералов, определяющих геометрическую соразмерность псевдогексагональных кислородных лунок в тетраэдрических сетках слоистых силикатов и окон в алюмокремнекислородном каркасе с размерами гидратированных ионов цезия [19, 20].

Для повышения эффективности использования природных сорбентов в технологических процессах широко применяются различные виды их активации: кислотная, щелочная, гидротермальная и др. [21]. При использовании природных материалов для удаления радионуклидов целесообразна их механохимическая активация, которая позволяет сочетать стадию приготовления сорбентов в порошкообразном виде с активацией минералов [22, 23]. Проводимая в оптимальных условиях механохимическая обработка

Таблица 2. Сорбция (%) радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr природными и активированными минералами *

Минерал	Исходный		Активированный	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Каолинит глуховецкий	7,5	0,0	29,9	14,0
Каолинит глуховский	35,8	43,6	93,4	49,1
Монтмориллонит	52,1	79,9	99,3	85,6
Палыгорскит	81,6	41,6	100,0	69,5
Природная смесь монтмориллонита и палыгорскита	91,6	54,9	100,0	84,0
Морденит	93,2	83,6	100,0	88,1
Клиноптилолит	89,7	81,3	100,0	87,4
Мергель	31,0	0,1	84,9	43,4
Глина мергелистая	29,8	0,8	85,2	57,8
Наглинок	38,6	27,3	87,1	64,6

* Удельная активность $^{137}\text{Cs} = 1 \cdot 10^{-7}$ Кү/дм³, доза сорбента — 1,0 г/дм³; удельная активность $^{90}\text{Sr} = 1 \cdot 10^{-7}$ Кү/дм³, доза сорбента — 4,0 г/дм³.

целенаправленно регулирует рост концентрации поверхностных активных центров различной природы (функциональных групп Si — OH и Al — OH кислотного и основного типов, дитригональных кремнекислородных лунок на базальных гранях и др.), обеспечивающих улучшение сорбционных характеристик минералов по отношению к радионуклидам [24].

Для удаления из водных сред ^{90}Sr перспективными являются карбонатсодержащие минералы, механизм поглощения радионуклидов которыми качественно иной, чем у силикатов. Последний, в первую очередь, определяется близостью кристаллохимических характеристик ионов стронция с составляющими основу карбонатсодержащих минералов ионами кальция и возможностью, таким образом, изоморфных замещений в кристаллической структуре вследствие достаточно интенсивно протекающих в водной среде на дефектной поверхности минералов процессов растворения — осаждения. В составе мергелистых пород, помимо карбонатной составляющей (кальцита) и кварца, обычно имеются и глинистые минералы (гидрослюдя, монтмориллонит, хлорит и др.), а также, в небольших количествах, и минералы цеолитовой группы. Именно присутствие примесей глинистых минералов и цеолитов определяет достаточно эффективное удаление мергелистыми породами из вод и ^{137}Cs .

При удалении радионуклидов из природных вод одним из наиболее сложных является вопрос влияния органических веществ, всегда присутствующих в водах, на процессы сорбции неорганических ионов. Важнейшие из органических составляющих природных вод — это гуминовые вещества, сложность и изменчивость состава которых, наличие у них различных типов

фенольных и карбоксильных функциональных групп, обусловливают неоднозначность их химического взаимодействия с поверхностью глинистых минералов и возможность адсорбции как вследствие проявления гидрофобных взаимодействий, так и при участии активных центров поверхности силикатов [25, 26]. Действительная ситуация осложняется и возможностью протекания на поверхности процессов фракционирования гуминовых веществ, причем, несмотря на то, что в первую очередь вследствие действия кинетических факторов могут преимущественно сорбироваться малые молекулы, затем они вытесняются молекулами с большей массой [27, 28]. Исследования показали, что гуминовые вещества незначительно влияют на величины сорбции цезия силикатными минералами. В то же время гуминовые вещества оказывают существенное влияние на сорбцию ^{90}Sr . В этом случае определяющим физико-химическое поведение системы глинистые минералы — гуминовые вещества — радионуклиды — вода является взаимодействие радионуклидов с функциональными группировками гуминовых веществ с образованием соединений, прочность которых выше, чем у адсорбционных комплексов стронция с глинистыми минералами.

Приведенные выше данные могут быть использованы при усовершенствовании существующих и разработке новых технологических схем очистки от радионуклидов вод различной степени загрязненности с последующим их использованием как в технологических, так и в питьевых целях. Применение сорбентов может быть предусмотрено как в порошкообразном виде при введении их на стадии предварительного удаления радионуклидов в отстойниках, так и в виде гранул на зернистых фильтрах при окончательной очистке воды. Для интенсификации процесса очистки могут быть применены механохимически активированные природные сорбенты, которые используются как на первой, так и на второй стадиях очистки. Особенно эффективными в этом случае являются мергелистые породы, содержащие наряду с глинистой также цеолитную и карбонатную составляющие, что позволяет заменить несколько используемых на первой стадии компонентов одним реагентом. Активированную мергелистую породу можно использовать и на второй стадии доочистки при ее совместном введении с раствором коагулянта.

Проблему очистки радиоактивно загрязненных вод невозможно рассматривать в отрыве от решения вопроса о переработке образующихся отходов. Образующиеся на водопроводных станциях в процессе коагуляционной очистки обычных природных вод шламы-коагулянты обычно содержат свыше 90 % воды и их обезвоживание и переработка представляет серьезные технические трудности [29]. Поэтому зачастую необработанные осадки накапливаются в хранилищах, а в ряде случаев имеет место сброс этих осадков в водоемы, несмотря на существование соответствующих нормативных актов. Очевидно, что такие подходы совершенно неприемлемы для осадков, образующихся при обработке радиоактивно загрязненных вод, что обуславливает необходимость осуществления специальных приемов обращения с ними [30].

Существует ряд возможных направлений решения этой задачи, включающих использование процессов цементирования, битумирования или остекловывания [31, 32]. Одно из них основывается на возможности фиксации радионуклидов в алюмосиликатной матрице при термообработке [33]. Имеющиеся данные [34, 35] свидетельствуют о целесообразности использования обычной керамической технологии и оборудования. Однако сравнительно с традиционным глинистым сырьем, пригодным для иммобилизации радиоактивных отходов, принципиальным отличием осадков, образующихся при применении алюминий- и железосодержащих коагулянтов, является существенное содержание в них аморфных продуктов гидролиза. Наличие последних должно оказывать значительное влияние на технологические свойства перерабатываемых осадков и, в конечном счете, определять физико-механические свойства спеченных образцов. Поэтому нами были детально изучены особенности структурообразования в таких

системах при термообработке, а также определена химическая устойчивость образцов.

Как показали проведенные исследования, сформованные и термически обработанные при оптимальных условиях образцы на основе осадков коагуляционно-сорбционной очистки вод, обладают удовлетворительными физико-механическими характеристиками. Установлено, что прочность образцов определяется соотношением содержащихся в них пластичной минеральной составляющей и непластичных аморфных продуктов гидролиза коагулянтов, повышенные количества которых препятствуют образованию в необожженных образцах достаточно прочных коагуляционных структур и, затем, в процессе термообработки не позволяют сформироваться совершенной алюмосиликатной матрице. Наилучшими пластичными свойствами

Таблица 3. Степень выщелачивания (%) ^{137}Cs и ^{90}Sr из осадков коагуляционно-сорбционной очистки воды

Выщелачивающий агент	Температура, К	Концентрация, моль/дм ³	Степень выщелачивания *			
			^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Дистиллированная вода	293		0 (0)	6 (0)	0	0
	373		50 (0)	12 (8)	0	10 (0)
Соляная кислота	293	0,01	67 (0)	38 (18)	0	14 (0)
	—	0,1	68 (2)	57 (22)	0	26 (0)
	—	1,0	85 (3)	93 (26)	9 (1)	48 (0)
Гидрокарбонат натрия	—	0,1	0	9 (6)	0	11 (0)
Гидроксид натрия	—	0,1	23 (0)	12 (9)	0	9 (0)
Трилон Б	—	1,0	77 (0)	51 (17)	14 (0)	17 (0)
	—	0,1	61 (10)	45 (30)	10 (0)	27 (0)

* Приведены данные для образцов, обожженных при 378, в скобках — при 1273 К.

обладают глинистые минералы и поэтому в образцах на их основе структурообразовательные процессы протекают наиболее интенсивно. Так, водопоглощение образцов, полученных при использовании в качестве активирующей добавки палыгорскита и термообработанных при 1273 К, составляет 7,4 %, а предел прочности при сжатии достигает 60 МПа. В то же время водопоглощение образцов, полученных с использованием морденита, составляет 13,4 %, а предел прочности — 35 МПа.

При температуре, отвечающей началу формирования прочных матриц, наблюдается практически полное разрушение структур исходных минералов и начало образования новых фаз. По данным рентгенографического анализа, для полученных с использованием палыгорскита образцов этот процесс имеет место при ~ 1173 К (исчезновение рефлексов минерала 1,06; 0,643; 0,542; 0,449; 0,414; 0,367; 0,323 нм и др.). Для морденитовых образцов разрушение структуры происходит при 1273 К (исчезновение рефлексов цеолита 1,36; 1,03; 0,909; 0,655; 0,641; 0,608; 0,579; 0,460; 0,399 нм и др.).

Как видно из данных табл. 3, образующиеся матрицы достаточноочно прочно удерживают радионуклиды. Наибольшей химической устойчивостью характеризуются структуры, образовавшиеся при термообработке осадков, содержащих цеолитные минералы, причем выщелачивания радионуклидов не наблюдается даже под воздействием сильно концентрированных щелочей, кислот, а также комплексообразователей. В этом случае нуклиды фиксируются в цеолитных каналах минералов, которые в первую очередь подвергаются деформационным процессам при термообработке, что делает необратимым их закрепление.

Таким образом, проведенные исследования позволяют предложить для обработки осадков радиоактивно загрязненных вод обычную технологическую схему, используемую при получении керамических изделий из глинистого сырья. В связи с достаточно высокими физико-механическими

характеристиками получаемые по предлагаемой схеме алюмосиликатные блоки можно хранить без принятия дополнительных мер по их упаковке, а незначительные величины коэффициента выщелачивания из них обусловливают умеренные требования по гидроизоляции соответствующих хранилищ [36].

V. V. Goncharuk, B. Y. Kornilovich, V. V. Lukachina

REMOVAL OF RADIOACTIVE CONTANINATIONS FROM
WATER BY MEANS OF NATURAL SORBENTS

Summary

A qualitative and quantitative enumeration of radioactive natural water contaminations after the Chernobyl reactor accident is presented. The modern methods for determining the main radionuclides—cesium, strontium, plutonium, americium—are briefly surveyed. The optimal ways of solving the problem of the purification of radioactive-contaminated water using conventional aluminium—and iron-containing coagulants and natural mineral sorbents from Ukrainian deposits are outlined. The problem of processing radioactive coagulant slurries for water purification is considered, and a new method for their reclamation using a common ceramic technology is proposed.

A. V. Dumansky Institute of Colloid and Water Chemistry,
National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev

1. Ласкорин Б. Н., Лукьяненко В. И. // Вестн. РАН.—1992.—11.—С. 45—63.
2. Гончарук В. В. // Химия и технология воды, 1994.—16.—№ 5.—С. 467—472.
3. Химия окружающей среды / Под ред. Дж. О. М. Бокриса.—М.: Химия, 1982.—672 с.
4. Куна П. Химическая радиозащита.—М.: Энергоатомиздат, 1989.—192 с.
5. Маргулис У. Я. Атомная энергия и радиационная безопасность.—М.: Энергоатомиздат, 1988.—224 с.
6. Мосинец В. Н. // Атом. энергия, 1991.—70.—С. 282—288.
7. Носов А. В., Ашанин М. В., Иванов А. Б., Мартынова А. М. // Там же.—1993.—74.—С. 144—150.
8. Титаева Н. А. Ядерная геохимия.—М.: Изд-во Моск. ун-та, 1992.—278 с.
9. Castle R. J. // J. Inst. Water Environ. Manag.—1988.—2.—N. 3.—Р. 275—284.
10. Международный Чернобыльский проект. Оценка радиологических последствий и защитных мер: Докл. Междунар. консультативного комитета.—М., 1991.—96 с.
11. Соботович Э. В., Бондаренко Г. Н., Ольховик Ю. А. и др. Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС.—Киев: Наук. думка, 1992.—146 с.
12. Лукачина В. В. // Матеріали І Всеукр. конф. в аналіт. хімії.—Київ, 1995.—С. 27.
13. Лукачина В. В., Кирсенко В. Н., Гляйсберг Б. и др. // Докл. междунар. конф., посвященной десятилетию аварии на ЧАЭС.—Зеленый Мыс, 1996.—С. 36—38.
14. Кузнецов Ю. В., Щебетковский В. Н., Трусов Ф. Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений.—М.: Атомиздат, 1974.—360 с.
15. Гончарук В. В., Страхов Э. В., Волошинова А. М. Водно-химическая технология ядерных энергетических установок и экология.—Киев: Наук. думка, 1994.—448 с.
16. Дытнерский Ю. И., Карлин Ю. В., Кропотов В. Н. // Атом. энергия.—1993.—N 75.—С. 345—349.
17. Мареев И. Ю., Серик В. Ф., Помыткин В. Ф., Ховрычев М. П. // Там же.—1993.—№ 74.—С. 123—127.
18. Гончарук В. В., Корнилович Б. Ю. // Междунар. конф. по экологии Сибири.—Иркутск, 1993.—Ч. 1.—С. 4—5.
19. Тарасевич Ю. И. Природные сорбенты в процессах очистки воды.—Киев: Наук. думка, 1981.—208 с.
20. Sposito G. // Chiria.—1989.—43, N 6.—Р. 169—176.
21. Грин Р. Е. Минералогия и практическое использование глин.—М.: Мир, 1967.—511 с.
22. Болдырев В. В. // Химия в интересах устойчивого развития.—1993.—1.—С. 143—146.
23. Корнилович Б. Ю. Структура и поверхностные свойства механохимически активированных силикатов и карбонатов.—Киев: Наук. думка, 1994.—128 с.
24. Kornilovich B. Ju. // Proc. of the 7th Euroclay Conference.—Greifswald, 1991.—Vol. 2.—Р. 623—628.
25. Buffe J. Complexation reactions in aquatic systems. An analytical approach.—Chichester: Ellis Horwood, 1988.—692 p.
26. Stumm W., Morgan J. J. Aquatic chemistry.—New York: Wiley, 1981.—780 p.
27. Stevenson F. J. Humus Chemistry.—New York: Wiley 1982.—462 p.

Коллоидно-химический подход

28. Томаіс J., Zutic V. // J. Colloid and Interface Sci.— 1988.— N. 126.— Р. 482—492.
29. Шабловская Г. К., Корнилович Б. Ю., Гороновский И. Т. // Химия и технология вод. 1980.— 2, № 2.— С. 161—164.
30. Pontius F. W. // J. AWWA.— 1994.— 86.— Р. 18—22.
31. Соболев И. А., Коренков И. П., Хомчик Л. М., Проказова Л. М. Охрана окружающей среды при обезвреживании радиоактивных отходов.— М. : Энергоатомиздат, 1989.— 168 с.
32. Баринов А. С., Ожован М. И., Соболев И. А., Ожован Н. В. // Радиохимия.— 1990.— 32,— С. 127—131.
33. Roy R. // J. Amer. Ceram. Soc.— 1978.— N 7/8.— 60,— Р. 350—363.
34. Вишневский А. С., Данилов А. А., Кожемяко Л. Н. и др. // Радиохимия.— 1988.— 30.— С. 811—816.
35. Иванов Н. А., Гулин А. Н., Шатков В. М. и др. // Там же.— 1988.— 30.— С. 103—107.
36. Землянухин В. И., Ильенко Е. И., Кондратьев А. Н. и др. Радиохимическая переработка ядерного топлива АЭС.— М. : Энергоатомиздат, 1989.— 280 с.

Ин-т колloid. химии
и химии воды им. А. В. Думанского
НАН Украины, г. Киев

Поступила
13.05.96