

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Епимахов В.Н., Олейник М.С. Включение радиоактивных ионообменных смол в неорганические связующие. — Атомная энергия, 2005, т. 99, вып. 3, с. 171—177.
2. Воишин С.А., Гнеденко В.Г., Горячев И.В. и др. Типовая установка плазменной переработки радиоактивных отходов на атомных электростанциях (пилотная установка для Нововоронежской АЭС). — В сб.: Ярмарка инновационных проектов в области обращения с РАО, вывода из эксплуатации и экологической реабилитации АТОМЭКО-2007. М., 2007, с. 76—85.
3. Семенов К.Н., Карлина О.К., Павлова Г.Ю. и др. Использование порошкообразных металлизированных композиций для сжигания отработанных радиоактивных ионообменных смол. Тезисы докл. III Межд. симп. «Горение и плазмохимия». Алматы, Казахстан, 2005, с. 114—116.
4. Sobolev I.A., Dmitriev S.A., Barinov A.S. et al. Incineration of radioactive waste by applying powder metal fuel. — In: Proc. of 1996 Intern. Conf. on Incineration and Thermal Treatment Technologies. USA, 1996, p. 223—227.
5. Карлина О.К., Павлова Г.Ю., Бортникова М.С., Семенов К.Н. Кондиционирование шлаков от сжигания отработанных ионообменных смол. Тезисы докл. Межд. студенческой конф. «Ядерное будущее: безопасность, экономика и право». Санкт-Петербург, 2006, с. 220—222.
6. ГОСТ Р 52126—2003. Отходы радиоактивные. Определение химической устойчивости отвержденных высокоактивных отходов методом длительного выщелачивания. М.: ИПК «Изд-во стандартов», 2003.
7. ГОСТ Р 51883—2002. Отходы радиоактивные цементированные. Общие технические требования. М.: Госстандарт России, 2002.

Поступила в Редакцию 26.08.08

УДК 541.183.12

ИСПЫТАНИЯ МЕМБРАННО-СОРБЦИОННОЙ ОЧИСТКИ ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ

Шаталов В.В., Соловьев В.Г., Щеглов А.Ю. (ВНИИХТ, г. Москва), Пензин Р.А., Смирнов Д.И. (АНО «Аспект-Конверсия», г. Москва), Гелис В.М., Милютин В.В., Козлитин Е.А. (ИФХЭ РАН, г. Москва), Свитцов А.А. (ООО НПФ «Гелла-ТЭКО», г. Москва)

Очистка теченского каскада водоемов является одной из важных частей радиационно-экологической реабилитации территории промышленной зоны ПО «Маяк», загрязненной радионуклидами вследствие реализации ядерной программы СССР. Ее основная сложность заключается в большом масштабе загрязнения, происходившего в 1950—1980-е годы [1, 2].

Теченский каскад водоемов состоит из четырех последовательных искусственно созданных водоемов (В-3, -4, -10 и -11), разграниченных плотинами, и двух обводных каналов. В водоемы В-3, -4, бывшие пруды в долине старого русла р. Течи, сбрасывали низкоактивные жидкие радиоактивные и нерадиоактивные промышленные отходы. Водоемы В-10, -11 созданы в 1956 и 1963 гг. в старом русле р. Течи для перехвата воды из водоемов В-3, -4. В настоящее время вода всех водоемов классифицируется как низкоактивные жидкие радиоактивные отходы. Кроме того, содержание солей, в том числе солей жесткости значительно превышает естественный солевой фон озер Уральского региона. Поэтому сбрасывать воду в открытую гидрогра-

фическую сеть без очистки от ^{90}Sr , ^{137}Cs и солей до установленных нормативов запрещено. Основную проблему представляет очистка водоемов В-10, -11, так как они имеют самые большие размеры: площадь 18,3 и 47 км², объем 82,5 и 270 млн м³ соответственно и выход непосредственно во внешнюю гидрографическую сеть.

За последние десятилетия в Южно-Уральском регионе происходило изменение климатических условий. Начиная с 1980-х годов, годовой уровень осадков превышает испарение в среднем на 90 мм, поэтому до 2004 г. отмечалась устойчивая тенденция роста уровня воды в водоемах. Регулирование уровня воды теченского каскада техническими средствами является актуальным. Для того чтобы можно было понижать уровень воды, не допуская ее сброса в открытую гидрографическую сеть, необходимо иметь промышленную технологию очистки до санитарных норм 2—3 млн м³ в год вод водоема В-11.

Основная сложность заключается в том, что в любом из возможных вариантов очистки воды будет образовываться большое количество вто-

ричных стронцийсодержащих твердых радиоактивных отходов, которые должны в соответствии с нормативными требованиями подвергаться безопасному долговременному (в течение 300 лет) хранению. На сегодняшний день в мире нет технических решений, позволяющих селективно извлекать микроколичество стронция на фоне макроколичества солей жесткости, прежде всего ионов кальция, содержащихся в водоемах. Любой из известных методов (обратноосмотическое обессоливание, дистилляция, ионный обмен и др.) в обязательном порядке должен предусматривать удаление солей жесткости на стадии либо предварительной очистки, либо концентрирования рассолов [3—11]. Сама эта операция достаточно простая и давно используется в промышленности, однако именно она в конечном итоге будет лимитировать образование основного количества (около 75%) среднеактивных твердых отходов.

В 2006—2007 гг. в ПО «Маяк» по результатам опытной проверки мембранного метода была показана возможность использования промышленно выпускаемых обратноосмотических установок для очистки водоемов от радионуклидов [12]. Однако не были решены вопросы обращения с вторичными отходами (стронцийсодержащими рассолами), их направляли обратно в водоемы. Таким образом можно в случае необходимости только понизить уровень водоемов, но не провести их комплексную очистку, как этого требуют экологические нормативы.

Для практического решения этой проблемы необходима концепция, предусматривающая как экономически и экологически обоснованную промышленную технологию очистки вод, так и экономичную и безопасную утилизацию вторичных твердых отходов, образующихся в процессе очистки. С учетом масштабности проблемы при выборе средств и методов решения необходимо опираться на хорошо проверенные и максимально простые и экономичные технологии.

В настоящей работе изложены результаты проверки сорбционно-мембранной очистки вод теченского каскада, которые явились дальнейшим развитием работ по переработке жидких отходов атомного флота, проводимых в 1999—2000 гг. [11].

Предлагаемая технология состоит из трех основных стадий (рис. 1).

Стадия предварительной очистки. На этой стадии удаляют грубодисперсные и колло-



Р и с. 1. Принципиальная технологическая схема очистки теченского каскада водоемов от радионуклидов

идные примеси путем фильтрации или микрофильтрации и достигают необходимую степень очистки вод от взвешенных веществ для последующего ионообменного умягчения. Для промышленного применения предложено использовать погружной микрофильтрационный блок, принцип действия которого заключается в непрерывном прокачивании исходного раствора через микрофильтр, погруженный непосредственно в очищаемый водоем, благодаря чему в установку последующей очистки, расположенную на берегу водоема, подается уже осветленная вода. Микрофильтр является саморегенерируемым, поэтому все взвеси остаются в исходном водоеме.

Ионообменное умягчение. Фильтрат собирается в приемной емкости и направляется на стадию умягчения в ионообменные фильтры, загруженные катионитом типа КУ-2-8 в Na^+ -форме. Помимо умягчения, на этой стадии осуществляется сорбционное извлечение ^{90}Sr . Десорбция солей жесткости и ^{90}Sr осуществляется растворами нитрата или хлорида натрия. Десорбаты направляются на осаждение солей жесткости с радионуклидами и отстаивание. Декантат используется для приготовления десорбирующего раствора. Сгущенная часть направляется в блок механического обезвоживания осадка, где предложено использовать декантаторную центрифугу со шнековой выгрузкой осадка.

Селективная доочистка фильтрата. Умягченные и дезактивированные воды направляются на стадию глубокой дезактивации в фильтры-

контейнеры, загруженные неорганическим сорбентом цеолитом. Очищенная вода пригодна для сброса в гидрографическую сеть и используется для взрыхляющей промывки катионитовых фильтров и отмывки катионита от десорбирующего раствора.

Для проверки очистки воды теченского каскада и определения количества образующихся вторичных твердых отходов была создана и смонтирована непосредственно на одном из заводов ПО «Маяк» опытная установка производительностью 0,1 м³/ч (рис. 2). Технологическая обвязка установки обеспечивает возможность очистки с исключением отдельных узлов.

На этой установке проведены эксперименты по проверке работоспособности технологии и оптимизации основных технологических режимов на реальной воде водоема В-11. В многоциклическом режиме были проверены следующие основные показатели: коэффициент очистки на различных стадиях переработки, рабочая обменная емкость катионита, количество и состав десорбатов и промывной воде, расход реагентов для переработки десорбатов и корректировки состава десорбирующего раствора, количество вторичных радиоактивных отходов.

Исходные жидкие отходы закачивали в приемную емкость рабочим объемом ~26 м³, не входящую в состав установки. Химический и радионуклидный состав воды, подлежащей переработке в январе—сентябре 2006 г., следующий:

рН...	7,7—8,4
Щелочность, мг-экв./л...	3,5—4
Жесткость, мг-экв./л...	7,1—11,3
Содержание, мг/л:	
Ca...	46—115
Mg...	52—72
Sr...	0,57—0,73
Na...	122—216
K...	9,01—4,5
Cl ⁻ ...	72—92
SO ₄ ²⁻ ...	400—574
Fe общее...	0,01—0,07
SiO ₂ ...	7—16
Химическое потребление кислорода (бихроматное), мг/л...	30—67
Сухой остаток, мг/л...	1098—1326
Содержание радионуклидов, Бк/л:	
суммарная α-активность...	0,12—0,65
суммарная β-активность, 10 ³ ...	2,1—3,3
⁹⁰ Sr, 10 ³ ...	1,2—1,6
¹³⁷ Cs...	0,9—1,9
⁶⁰ Co...	0,3—1,6
⁴⁰ K...	6,6—25

Исходную воду отделяли от взвесей на механическом фильтре Ф1, заполненном гравием и кварцевым песком, или керамическом микрофильтре МФ1 с размером пор 0,25 мкм и общей площадью фильтрующей поверхности 0,2 м². При механической фильтрации исходную воду подавали из приемной емкости насосом Н1 с расходом около 400 л/ч. При микрофильтрационной очистке воду в модуль микрофильтрации подавали с помощью того же насоса при давлении 0,15 МПа (до 160 л), 0,25 МПа (160—400 л) и 0,35 МПа (400—520 л).

На рис. 3 видно, что производительность микрофильтрации резко снижается при пропускании первых 200 л воды и в последующем стабилизируется на уровне 300 л/(м²·ч). Изменение давления почти не влияет на производительность фильтрации. Содержание взвесей составило, мг/л: исходная вода 14, вода после механического фильтра Ф1 10, вода после микрофильтра МФ1 < 1.

Для извлечения солей жесткости и радионуклидов воду пропускали через ионитовый фильтр Ф2, заполненный монодисперсным сильнокислотным сульфокатионитом марки С100 производства фирмы «Пьюролайт» (Вели-

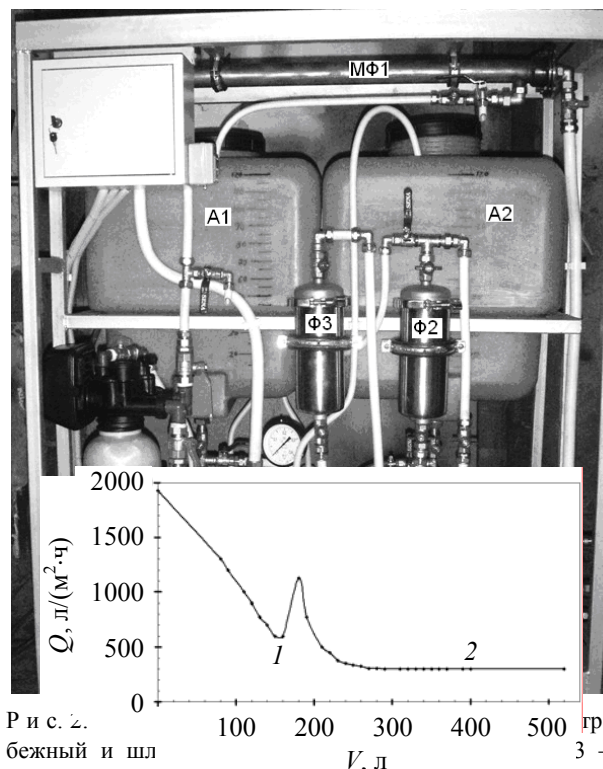


Рис. 2. Ионобезный и шл
ионообменный фильтр. А1, А2 — емкость для приема
Рис. 3. Зависимость производительности микрофильтра от
объема пропущенной воды: 1, 2 — изменение давления
воды с 0,15 до 0,25 и 0,25 до 0,35 МПа соответственно

кобритания) (отечественный аналог КУ-2-8). Выбор ионита данной марки был обусловлен тем, что он позволяет осуществить высокоскоростной режим фильтрации. Для дополнительной очистки от радионуклидов фильтрат после Ф2 пропускали через фильтр Ф3, заполненный природным цеолитом марки ЦПС с размером гранул 0,5—1 мм. Объем сорбентов в фильтрах Ф2 и Ф3 составлял 1 л.

Перед началом работ катионит переводили в натриевую форму путем пропускания через него 5 л раствора хлорида натрия концентрацией 200 г/л, продолжительность обработки 2 ч. После окончания сорбции катионит регенерировали раствором нитрата натрия. Природный цеолит предварительной обработке не подвергали.

Всего было проведено семь последовательных циклов сорбции, в процессе которых изменяли последовательность пропускания воды и скорость фильтрации. Для сорбции использовали воду В-11, предварительно профильтрованную через механический фильтр (Ф1) (цикл 1—5) или микрофильтр (МФ1) (цикл 6, 7). Фильтраты после катионита периодически анализировали на содержание солей жесткости. Оперативный контроль осуществляли с помощью ионоселективного электрода марки «Элком CaMg» (Россия), аналитический контроль содержания солей жесткости проводили методом объемного трилонометрического титрования.

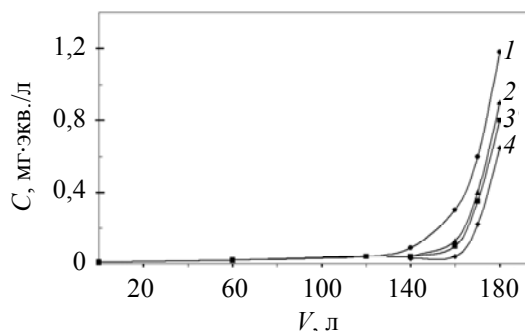
Представленные на рис. 4 зависимости сорбции солей жесткости от скорости фильтрации показывают, что во всех проведенных циклах при пропускании первых 120 л воды происходит эффективная сорбция солей жесткости, остаточная концентрация которых не превышает 0,01—0,04 мг-экв./л. Проскок солей жесткости в зависимости от скорости фильтрации наступает после пропускания 140—160 л воды. Увеличе-

ние скорости фильтрации до 40 л/ч (5 м/ч) почти не влияет на степень очистки воды. Емкость катионита до проскока солей жесткости в оптимальных условиях составила около 1,6 г-экв./л.

Симбатно изменению концентрации солей жесткости происходила очистка от ^{90}Sr , являющегося его химическим аналогом. Удельная активность ^{90}Sr в фильтратах после сульфокатионита составляла 8—16 Бк/л, после дополнительной очистки на цеолите — 6—8 Бк/л. В случае проведения предварительной микрофильтрации исходной воды удельная активность в фильтратах сорбционной очистки не превышала 3—5 Бк/л. Содержание других радионуклидов в фильтратах во всех случаях не превышало предела их обнаружения (менее 1 Бк/л). Эти результаты свидетельствуют, что для получения стабильных показателей очистки на стадии ионного обмена, удовлетворяющих санитарным нормам для сброса в открытую гидрографическую сеть, необходимо на предварительной стадии использовать микрофильтрацию.

Для сравнения эффективности различных неорганических сорбентов для доочистки фильтратов после катионита были определены коэффициенты распределения микроколичества стронция. В связи с низкой удельной активностью реальных фильтратов эксперименты проводили с использованием модельного раствора, имитирующего фильтрат после катионита С100 состава, мг-экв./л: Ca^{+2} 0,02, Mg^{+2} 0,02, общая жесткость 0,04, Na^{+} 17, Cl^{-} 17,04, pH 6. В качестве метки в модельный раствор вносили ^{85}Sr удельной активностью ~100 Бк/мл. Эксперименты проводили в статических условиях при соотношении Т:Ж = 1:1000, продолжительность контакта 48 ч. Затем твердую и жидкую фазы разделяли путем фильтрации через бумажный фильтр и анализировали удельную активность ^{85}Sr в жидкой фазе.

Коэффициент распределения ^{85}Sr на синтетическом цеолите ЦМП-А (ЗАО НПФ ИТЭМ, Москва) составляет $3,5 \cdot 10^4$ см³/г, природном цеолите ЦПС (ООО «Промконцентрат-Технологии», Московская обл.) — $0,9 \cdot 10^4$ см³/г, природном цеолите и прокаленном природном цеолите Шивыртуйского месторождения (НПВ ООО «Цеолит», Читинская обл.) — $0,7 \cdot 10^4$ и $0,3 \cdot 10^4$ см³/г соответственно. Представленные данные показывают, что природные цеолиты эффективны для доочистки фильтратов после



Р и с. 4. Зависимость сорбции солей жесткости на катионите от скорости фильтрации 85—90 (1), 60—65 (2), 40—45 (3), 10—12 л/ч (4)

катионита от ^{90}Sr , наиболее эффективным является синтетический сорбент ЦМП-А.

Десорбцию поглощенных катионитом солей жесткости и радионуклидов проводили путем пропускания 5 л десорбирующего раствора снизу вверх со скоростью 2,5—3 л/ч. Перед началом десорбции катионит промывали очищенной водой, остатки промывной воды сливали из фильтра для минимального разбавления десорбирующего раствора. Для десорбции использовали раствор нитрата натрия концентрацией 3,1—3,2 моль/л, pH 5,5—6. В первом цикле использовали свежеприготовленный раствор нитрата натрия, в последующих — оборотный раствор, полученный после обработки десорбатов (рис. 5).

Представленные в табл. 1 данные, полученные на основании анализа десорбатов и фильтратов сорбции, показывают, что на протяжении семи последовательных циклов происходит полная десорбция поглощенных катионитом солей жесткости и ^{90}Sr . Расхождение абсолютных значений сорбированного и десорбированного количества ^{90}Sr связано, по-видимому, с погрешностью радиометрического определения данного радионуклида.

Таблица 1. Количество сорбированных и десорбированных на катионите солей жесткости и ^{90}Sr по циклам

Номер цикла	Соли жесткости, мг·экв.	^{90}Sr , 10^5 Бк
Сорбировано		

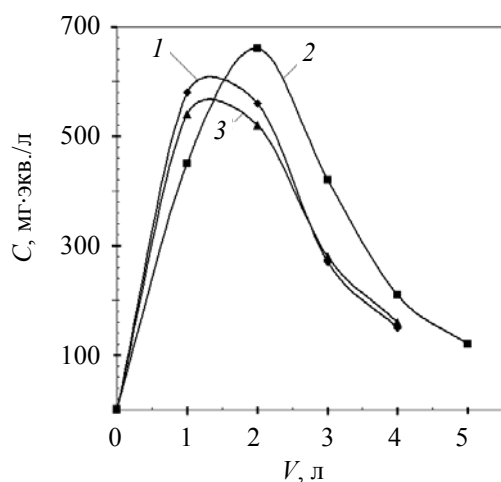


Рис. 5. Зависимость концентрации солей жесткости в десорбатах от объема пропущенного раствора в первом (1), втором (2) и третьем цикле сорбции-десорбции (3)

1	1680	2,1
2	1845	2,5
3	1600	2
4	1790	2,2
5	1780	2,2
6	1600	2
7	1590	2
Десорбировано		
1	1568	3,1
2	1885	3
3	1612	3,2
4	1715	3,2
5	1712	3,6
6	1532	3
7	1571	Не анализировали

Катионит в фильтре Ф2 отмывали от десорбирующего раствора очищенной водой из емкости А2. Направление фильтрации снизу вверх, скорость фильтрации 5 л/ч. При проведении первых двух циклов были получены зависимости солесодержания в промывных растворах от количества пропущенной через слой катионита воды, которые представлены на рис. 6.

Результаты анализа показывают, что в каждом цикле сорбции-десорбции на стадии отмывки катионита от десорбирующего раствора образуется не менее 5 л дебалансовых промывных вод средним солесодержанием 30 г/л. Для замкнутого цикла по нитрату натрия в технологической схеме промышленной установки необходимо предусмотреть систему упаривания промывных вод после десорбции.

Для возврата десорбатов в технологический цикл соли жесткости и ^{90}Sr осаждали в виде малорастворимых соединений. В отработанный десорбат при перемешивании вносили карбонат натрия в количестве 64 г/г·экв. кальция и магния и подщелачивали раствор до pH 11,1—11,3. Кар-

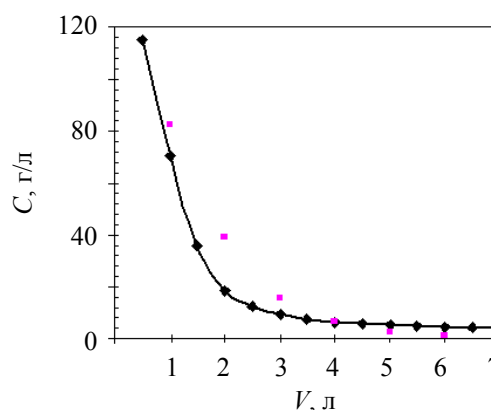


Рис. 6. Зависимость солесодержания в промывных растворах от объема пропущенной через слой катионита воды

бонат натрия вносили в виде раствора концентрацией 230 г/л, подщелачивание проводили раствором гидроксида натрия концентрацией 200 г/л. Образовавшийся осадок, состоящий, в основном, из карбоната кальция и гидроксида магния, отстаивали в течение 14—16 ч, объем осадка после отстаивания составлял примерно 30—35% объема реакционной смеси. Затем осветленную и сгущенную фазы фильтровали под вакуумом через полипропиленовый и бумажный фильтры диаметром 150 мм. Полученный фильтрат собирали, подкисляли до pH 5,5—6 30%-ным раствором азотной кислоты и анализировали на содержание солей жесткости и радионуклидов.

Результаты анализа показывают, что при обработке десорбата растворами карбоната и гидроксида натрия степень осаждения солей жесткости и ^{90}Sr составляет 99,2—99,6%. За счет внесения реагентов объем оборотного десорбирующего раствора увеличивается и соответственно снижается концентрация нитрата натрия до 2,1—2,5 моль/л. Для использования в следующем цикле оборотный раствор доукрепляли концентрированным (6,2 моль/л) раствором нитрата натрия.

При реализации предлагаемой очистки воды образуются вторичные отходы в виде осадка, состоящего, в основном, из карбоната кальция и гидроксида магния. Для оценки количества образующихся вторичных отходов после проведения второго цикла был определен объем суспензии осадка в отработанном десорбате после отстаивания в течение 16 ч, а также после его обезвоживания на вакуум-фильтре. Затем обезвоженный осадок количественно собирали и сушили на воздухе при 105 °С до постоянной массы. Представленные в табл. 2 результаты показывают, что при обезвоживании пульпы на вакуум-фильтре коэффициент концентрирования достигает 910, при высушивании осадка — около 1700, удельная активность сухого вещества по ^{90}Sr составляет около $4 \cdot 10^6$ Бк/кг.

Таблица 2. Характеристики вторичных отходов

Параметр	Пульпа после отстаивания	Осадок после фильтрации	Сухой осадок
Концентрация по твердому, г/л	48	415	—

Влажность, %	95	48,4	0
Удельная активность ^{90}Sr , Бк/кг	$1,9 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^6$	$4,1 \cdot 10^6$
Количество отходов:			
см ³	1500	175	~100
г	1550	140,1	72,4
л/м ³ очищенной воды	9,4	1,1	~0,6
кг/м ³ очищенной воды	9,7	0,9	0,45
Коэффициент концентрирования	105	910	~1700

Центробежное разделение (сгущение) суспензии осадков карбонатов и гидроксидов кальция и магния из отработанного десорбата ионообменных смол испытывали на модельных растворах, не содержащих радионуклиды. Суспензию осадков карбонатов и гидроксидов кальция и магния получали по следующей методике: в полиэтиленовой емкости готовили 100 л модельного раствора, имитирующего отработанный десорбат катионита состава, г-экв/л: Na^+ 3,2, Ca^{2+} 0,16, Mg^{2+} 0,17, NO_3^- 3,53, pH 6. Затем при непрерывном перемешивании в раствор добавляли 10 л раствора карбоната натрия концентрацией 200 г/л и 4,5 л 20%-ного раствора едкого натра до достижения pH 11,3. Полученную суспензию перемешивали еще 1 ч и подвергали старению при комнатной температуре в течение 20 ч. Разделение (сгущение) на декантаторной центрифуге проводили следующим образом: на вход центрифуги подавали исходную суспензию с расходом около 40 л/ч. Частота вращения ротора 5300 об./мин. Образующиеся осветленный раствор и осадок собирали отдельно и анализировали на содержание твердой фазы и влажность соответственно. Разделение (очистку) осветленного раствора проводили путем его подачи на вход центробежного сепаратора с расходом около 40 л/ч. Полученный осветленный раствор собирали и анализировали на содержание твердой фазы.

Представленные в табл. 3 результаты показывают, что при центрифугировании исходной суспензии происходит эффективное удаление осадка карбоната кальция в концентрат. Осадок гидроксида магния почти полностью переходит в осветленный раствор. При повторном центрифугировании на сепараторе отделяются все находящиеся в нем осадки. Влажность полученного после центрифуги осадка составила 30,5% по массе. По органолептическим свойствам освет-

ленный раствор после центрифуги представляет собой мутную жидкость белого цвета, после сепаратора — прозрачный раствор, осадок после центрифуги — белую густую пасту.

Т а б л и ц а 3. Распределение карбоната кальция и гидроксида магния по продуктам центробежного разделения исходной суспензии, г/л

Продукт	CaCO ₃	Mg(OH) ₂
Исходная суспензия	7,0	3,8
Осветленный раствор после центрифуги	0,8	3,9
» сепаратора	<0,1	<0,1

Следует отметить, что оба метода концентрирования стронцийсодержащих твердых отходов уже используют для утилизации радиоактивных отходов, поэтому их можно рекомендовать к промышленному внедрению.

Промышленная реализация данной схемы возможна и с учетом имеющейся в ПО «Маяк» инфраструктуры не потребует больших капиталовложений. Эксплуатационные расходы при очистке загрязненных водоемов теченского каскада составят по предварительным расчетам около 200 руб./м³ (в ценах 2006 г.).

Отдельной и сложной проблемой, которая потребует решения при любых вариантах очистки вод, является захоронение вторичных твердых отходов. Их можно захоронить в специально построенных стационарных хранилищах среднеактивных твердых отходов [13]. При этом целесообразно для снижения количества вторичные твердые отходы концентрировать до воздушно-сухого состояния, как это было сделано при утилизации отходов атомного флота [11]. Однако такой подход потребует при промышленной реализации немалых капиталовложений.

Альтернативным решением может быть использование очищаемых водоемов в качестве базы для создания приповерхностных заглубленных хранилищ твердых радиоактивных отходов. Очевидно, что такой вариант будет как минимум в 10 раз дешевле первого. Но реализация такого подхода нуждается в полномасштабном технико-экономическом обосновании. Такие технические решения могут на сегодняшний день обеспечить наиболее экономически приемлемую концепцию захоронения вторичных

твердых радиоактивных отходов при соблюдении действующих экологических норм.

Предложена и проверена в реальных условиях мембранно-сорбционная технология очистки вод теченского каскада водоемов от ⁹⁰Sr, основанная на использовании погружной микрофильтрации и ионного обмена с получением стронцийсодержащего осадка карбонатным осаждением. В результате качество очищенной воды по всем показателям соответствует требованиям к сбросу в открытую гидрографическую сеть, степень концентрирования ⁹⁰Sr во вторичных твердых отходах составляет 900—1700.

Настоящая работа выполнена в рамках государственного контракта № 5.28.06.3193 от 13.06.2006 г. «Создание опытно-промышленной установки очистки вод водоема В-11 ТКВ от радионуклидов».

Авторы выражают благодарность сотрудникам «ПО «Маяк» за помощь в ее проведении.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Мокров Ю.Г. К вопросу о реконструкции радионуклидного состава жидких радиоактивных отходов, сбрасываемых в р. Теча в период 1949—1951 гг. — Вопросы радиац. безопас., 2001, № 3, с. 32—38.
2. Мокров Ю.Г. Оценка текущего запаса и прогноз стока цезия-137, плутония-239, 240 и технеция-99 с водами р. Теча. — Геоэкология, 2005, № 6, с. 517—526.
3. Кузнецов Ю.В., Щетковский В.Н., Трусов А.Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений. М.: Атомиздат, 1974. 360 с.
4. Коростелев Д.П. Обработка радиоактивных вод и газов на АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1988. 150 с.
5. Охрана окружающей среды на предприятиях атомной промышленности. Под ред. Б.Н. Ласкорина. М.: Энергоатомиздат, 1982.
6. Глубокая очистка воды АЭС. Под ред. В.М. Седова. М.: Энергоатомиздат, 1989.
7. Никифоров А.С., Куличенко В.В., Жихарев М.И. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов. М.: Атомиздат, 1985.
8. Кременевская Е.А. Мембранная технология обессоливания воды. М.: Энергоатомиздат, 1994. 160 с.
9. Рябчиков Б.Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования. М.: ДеЛи принт, 2004. 301 с.
10. Демкин В.И., Адамович Д.В., Амелин В.С., Пантелев В.И. Мембранная технология переработки солевых жидких радиоактивных растворов. — Крит. технол. Мембраны, 2002, № 15, с. 10—13.
11. Penzin R.A. Conceptual aspects of low-level liquid radioactive waste (LRW) decontamination. — In: Intern. Conf. on Waste Management 2002. Tucson, USA, February 24—28, 2002, p. 36—42.

12. Слюнчев О.М., Козлов П.В., Ровный С.И. и др. Результаты опытных испытаний мембранных методов очистки воды Теченского каскада водоемов. — В сб.: Межд. конф. Ярмарка инновационных проектов в области обращения с РАО, вывода из эксплуатации и экологической реабилитации АТОМЭКО-2007. М., Центр атом-инновации Росатома, 2007, с. 32—36.

13. Россман Г.И., Быховский Л.З., Самсонов Б.Г. Хранение и захоронение радиоактивных отходов. Обзор. Сер. Минеральное сырье. М., ВИМС, 2004, № 15, 240 с.

Поступила в Редакцию 29.05.08

УДК 621.039.58:556.535.4 (282.256.3)

ПЕРЕНОС РАДИОНУКЛИДОВ В р. ЕНИСЕЙ

Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Кабанов А.И. (НПО «Тайфун», г. Обнинск)

Статья посвящена описанию миграции радионуклидов в Енисей от места сброса сточной воды Горно-химического комбината до Дудинки. Горно-химический комбинат, расположенный на правом берегу Енисея в 50 км от Красноярска, с 1958 г. использовал его воду для охлаждения промышленных ядерных реакторов, с помощью которых нарабатывался ^{239}Pu . Речная вода, пройдя через систему охлаждения реакторов, возвращалась в Енисей. В сбросной воде присутствовали в заметном количестве радионуклиды, которые в основном образовывались в результате активации потоком нейтронов примесей, содержащихся в речной воде. В 1992 г. прямоточные реакторы были выведены из эксплуатации. В результате активность речной воды уменьшилась в сотни раз.

Начиная с 1972 г. в экспедиционных работах изучали радиоактивное загрязнение воды, донных отложений и береговой поймы Енисея, обусловленное функционированием красноярского ГХК. Эти исследования проводили также в 2000 и 2001 г. после останова прямоточных реакторов. Для планирования экспериментов, выбора методик концентрирования радионуклидов и расчета активности воды в русле Енисея полезными оказались результаты исследований распределения радионуклидов в р. Колумбии [1], воду которой использовали для охлаждения промышленных реакторов в Ханфорде (США).

Пробы воды, взвесей, донных отложений и берегового грунта отбирали на участке реки протяженностью 2000 км от Красноярска до Дудинки. На фиксированных разрезах, расположенных на расстоянии 268, 419 и 876 км от Красноярска (табл. 1), пробы отбирали во мно-

гих повторностях и в разные сезоны года, отделяли взвеси с помощью многосекционных фильтровальных устройств [2, 3]. Содержание γ -излучающих радионуклидов в пробах определяли в стационарной лаборатории с помощью гамма-спектрометров, оборудованных Ge(Li)-детекторами отечественного производства и многоканальными анализаторами LP-4840, LP-4900 фирмы «Nokia» (Финляндия). Методики концентрирования радионуклидов из воды и γ -анализа описаны в работе [4]. Содержание в воде короткоживущего ^{24}Na определяли в полевых условиях на сцинтилляционном спектрометре с NaI(Tl)-кристаллом размером 63×63 мм. Вследствие сравнительно низкого содержания радионуклидов в воде Енисея для получения надежных результатов объем проб речной воды составлял несколько сот литров. С помощью фильтровальных устройств от воды отделяли взвеси. В качестве материала фильтров использовали плотные бумажные фильтры (типа «синяя лента»), поверх них помещали предфильтры из фильтроткани ФПП-15-1,5. Фильтры вместе с выделенными на них взвесями подсушивали, затем озоляли. После взвешивания зола поступала на радиоизотопный анализ. Для определения суммарной активности в растворе и твердой фазе выпаривали пробы воды объемом 100 л. Как было показано на модельных опытах в лаборатории, потери радионуклидов при упаривании почти отсутствуют при искусственном увеличении минерализации проб воды, внесении стабильных носителей радионуклидов, добавлении гуминовых кислот и надлежащем режиме упаривания [5].

Таблица 1. Расположение разрезов и точек отбора проб на Енисее

Номер разреза	Расстояние от Красноярска, км	Ближайший населенный пункт
---------------	-------------------------------	----------------------------