

**Ю.Л. Забулонов, Ю.В. Литвиненко, В.М. Кадошніков,
О.В. Алексєєва, В.М. Буртняк, Л.А. Одукалець, Н.А. Бородіна**

Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», Київ

НОВІ ПІДХОДИ ДО ОЧИЩЕННЯ РІДКИХ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ



Розглядаються індустриальні методи очищення рідких радіоактивних відходів та техногенно забруднених розчинів, що містять важкі метали та радіонукліди. Показано, що у випадку, коли іони важких металів знаходяться виключно у іонній формі, найбільшу ефективність очищення має метод електродіалізу. Розроблено метод ТОНАК, який дозволяє ефективно очищувати багатокомпонентні металовмісні техногенні розчини, які містять серед іншого органічні речовини та комплексоутворювачі. Розробка сучасних мембранних технологій, створення комплексних схем переробки та їх синергічне поєднання дасть можливість досягти глибокого очищення техногенно забруднених розчинів, а також мінімізувати об'єм вторинних відходів.

Ключові слова: важкі метали, радіонукліди, електродіаліз, гідродинамічна кавітація, низькотемпературна плазма.

У виробництві електричної енергії ядерна енергетика займає одне з провідних місць. Світова атомна енергетика зосереджена приблизно в 30-и країнах, де знаходиться 439 ядерних реакторів загальною потужністю 372,2 ГВт. На сьогодні атомні електростанції (АЕС) забезпечують більше 15 % світового виробництва електроенергії і значну частину національного виробництва електроенергії в окремих країнах. Існуючі АЕС з їх системами безпеки є найбільш екологічно чистими і безпечними джерелами електричної енергії в порівнянні з іншими системами її генерації.

Щодо сировинної бази атомної енергетики Україна має достатні природні запаси. На її території виявлені три уранових родовища. Крім того, по запасах цирконієвої сировини Україна займає одне з провідних місць у світі і перше серед країн СНД. По виробництву цирконіє-

вого концентрату (циркону) Україна займає третє місце в світі після Австралії і Південної Африки (ЮАР).

Враховуючи теперішній зруйнований стан гірничорудної промисловості та вугільної бази України – Донбасу, а також ситуацію, яка склалася у сфері постачання природного газу, атомна енергетика набуває особливої актуальності.

Одним з негативних наслідків використання ядерної енергії є утворення радіоактивних відходів (РАВ) [1], зокрема великої кількості рідких радіоактивних відходів (РРВ) низького і середнього рівня активності, переробка яких є невід'ємною частиною роботи з радіоактивними матеріалами.

Відповідно до екологічних вимог і діючих нормативів вартість захоронення РРВ з розрахунку на кубічний метр різко зросла з 35 дол. США в 1965 р. і 140 дол. США в 1978 р. до приблизно 5800 дол. США в 1985 році. Тенденція до зростання ціни переробки і захоронення радіоактивних відходів зберігається і сьогодні. Скорочення об'ємів радіоактивних

відходів є актуальним завданням, вирішення якого впливає на економічні показники АЕС.

Наразі з'являються нові технології [2], сучасні сорбційні матеріали, технологічне устаткування [3], системи управління, що дозволяють суттєво покращити існуючі схеми очищення РРВ та створюють передумови для розробки нових апаратурно-технологічних схем. Для вилучення радіонуклідів з розчинів використовуються фізико-хімічні методи, засновані на *сорбційних, осаджувальних і мембранних* процесах. Вибір того чи іншого методу залежить від хімічного і радіонуклідного складу РРВ і визначається станом радіонуклідів у розчині [4, 5].

Сорбційні методи засновані на поглинанні радіонуклідів у результаті адсорбції та адгезії. У вітчизняній практиці широко застосовують органічні і неорганічні сорбенти [6], напр., модифіковані сорбенти на хітиновій основі («Мікотон») і на основі лігніну («Фоліокс»), а також сорбенти на основі природних високодисперсних слоїстих силікатів. Для руйнування комплексних з'єднань і дестабілізації стійких форм важких металів використовують метод окислення, який ґрунтується на руйнуванні органічних речовин озonom у різних термодинамічних умовах [7, 8], а також на використанні неорганічних сполук, що виділяють неорганічний кисень (перманганат калію, хлорати і ін.).

Мембранні методи. Розділення компонентів розчину (ультрафільтрація, електродіаліз або зворотній осмос) ультрафільтрацією, електродіалізом або зворотним осмосом відбувається за рахунок масопереносу іонів крізь напівпроникні мембрани [9–12]. Завдяки низькій енергоємності, високій ефективності та доступності сучасних мембран дані методи є перспективними для оптимізації поводження з РРВ на АЕС.

Серед *термічних методів* виділяють дистиляцію (упарювання) і сушку. Дистиляція забезпечує високий ступінь очищення конденсату від радіонуклідів (10^5 – 10^6 Бк/л). Основними недоліками таких методів є високі енерговитрати і неможливість очистки рідин, у

яких радіонукліди та важкі метали знаходяться у колоїдній чи псевдоколоїдній формі, оскільки сучасні мембрани забезпечують транспорт речовин лише у іонній формі.

Нині настала нагальна необхідність впровадження нових методів знешкодження багатоконпонентних металовмісних і радіоактивних стоків, що органічно поєднують позитивні властивості як фізико-хімічних методів, так і нанотехнологій [13, 14]. Поєднання декількох ефективних процесів очищення РРВ із застосуванням фізичних факторів разом з хімічними дозволить істотно підвищити екологічну безпеку промислових підприємств та об'єктів ядернопаливного циклу.

Усереднений склад радіоактивно забруднених вод (вод, направлених в спецканалізацію), що підлягають переробці на існуючому устаткуванні хімічного цеху методом випаровування, представлений сукупністю вод, що надходять у систему спецканалізації шляхом протікання і спорожнення технологічного устаткування, вод після його промивання та дезактивації, регенераційними розчинами, а також стоками душових і спецпралень [15]. Ці води забруднені механічними домішками, величина водневого показника складає від 4 до 11 одиниць *pH*, сухий залишок досягає величини 25 г/дм³. Хімічний склад визначається наявністю: іонів натрію – до 1,5 г/дм³, нітрат-іонів – до 3,0 г/дм³, хлорид-іонів – до 0,1 г/дм³, іонів заліза – до 0,007 г/дм³, іонів амонію – до 0,015 г/дм³, сульфат-іонів – до 0,6 г/дм³ і нафтопродуктів – до 0,009 г/дм³. Питомість активності цих вод складає від $1 \cdot 10^4$ Бк/л до $1 \cdot 10^6$ Бк/л, основні радіонукліди: ¹³⁷Cs (до 92 %), ⁹⁰Sr, ⁶⁰Co, ¹³⁴Cs. Річні надходження трапних вод складають від 17 до 19 тис. м³.

Такий багатоконпонентний та різнофазний склад радіоактивно забруднених вод, що утворюються при роботі АЕС та підприємств урановидобувної промисловості, вимагає спеціального підходу.

Мета наших досліджень полягала в аналізі та розробці нових підходів до очищення технологічно забруднених розчинів, що містять важкі

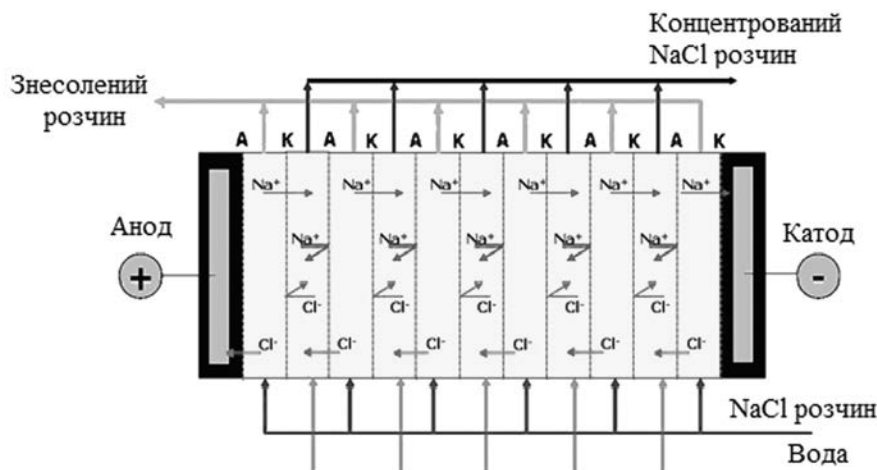


Рис. 1. Процес електродіалізу (мембранного електролізу): А – аніоннообмінні мембрани, К – катіонообмінні мембрани

метали та радіонукліди, а також у виготовленні відповідних установок для їх реалізації.

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА

У випадку, коли радіоактивно забруднені води містять окрім радіонуклідів, що знаходяться в іонній формі, також значну кількість легкорозчинних солей лужних та лужноземельних металів, доцільно використовувати мембранні методи [16, 17]. Серед мембранних методів найбільш економічно обґрунтованим та ефективним можна вважати *метод електродіалізу*.

Для прискорення процесу очищення діалізуємих систем від електролітів використовують діаліз в електричному полі – електродіаліз, що в десятки разів прискорює очищення. Застосовуючи катіонообмінні або аніонообмінні мембрани, за допомогою електродіалізу можна підвищити або знизити концентрацію розчину електроліту. У багатокамерному електродіалізаторі чергується велика кількість (до кількох сотень) катіонообмінних і аніонообмінних мембран, розташованих між двома електродами (рис. 1). Електричний струм переносить катіони з вихідного розчину в потік концентрату через катіонообмінну мембрану, розташовану збоку катода. Катіони затримуються в цьому потоці аніонообмінною мембраною з

боку катода. Напрямок руху аніонів є протилежним. Вони переносяться в потік концентрату через аніонообмінну мембрану.

Таким чином, загальний результат процесу полягає у збільшенні концентрації іонів в камерах, що чергуються, при одночасному зменшенні їх концентрації в інших камерах.

Іонообмінні мембрани, які застосовуються для електродіалізу, повинні мати високу електропровідність і високу проникність для іонів. Крім того, вони повинні володіти високою селективністю, помірним ступенем набухання і достатньою механічною міцністю.

Найбільш ефективно процес електродіалізу застосовують для очищення води, вміст розчинених солей в якій становить приблизно 10–20 г/л. У цьому випадку процес електродіалізу є більш економічним у порівнянні зі зворотним осмосом або випарюванням [18, 19].

Технологія мембранного електролізу перспективна для виділення й концентрування вод, що містять цінні компоненти (напр., уран), перед подальшим вилученням цих компонентів. У порівнянні зі зворотним осмосом електродіаліз має ту перевагу, що дозволяє використовувати термічно і хімічно більш стійкі мембрани, тому процес електродіалізу може здійснюватися при підвищених температурах,

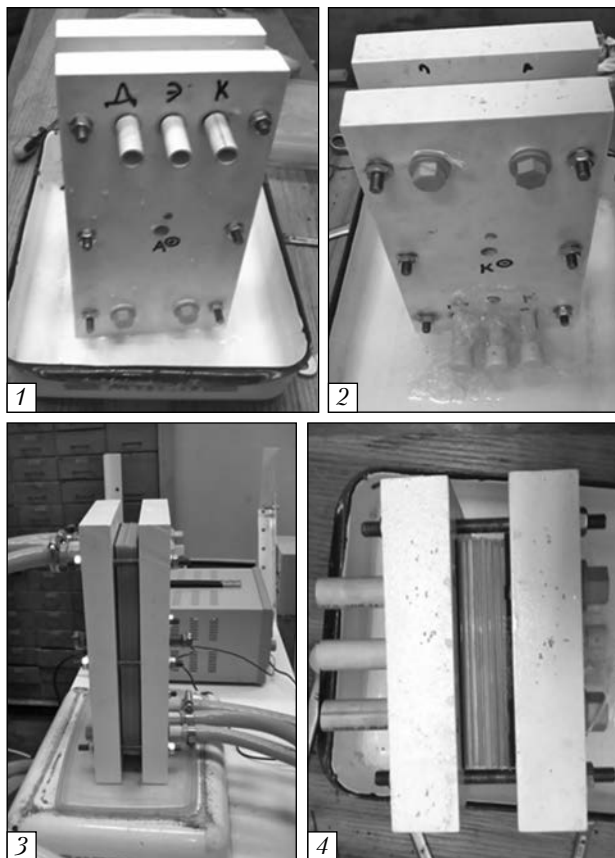


Рис. 2. Загальний вигляд мембранного модуля: 1 – стяжні плити; 2 – міжмембранні поліетиленові прокладки лабіринтового типу з поліетиленовою заставною сіткою – турбулізатори, іонообмінні мембрани; електроди (вбудовані в стяжні плити); 3 – з'єднання 1/2 CPVC для приєднання до технологічних трубопроводів; 4 – стяжні шпильки з нержавіючої сталі і болти з шайбами, ущільнювальні гумові рамки

а також при дуже малих або навпаки великих значеннях pH розчину. Обмеженням у застосуванні електродіалізу для очищення високомінералізованих вод є неможливість видалити незаряджені та колоїдні компоненти, які також можуть бути присутніми.

Оптимальними умовами проведення процесу видалення іонів з розчинів методом електродіалізу з точки зору продуктивності і енергоспоживання є: вихідний солеміст розчину, що очищується (не менше 4 г/л), напруга (не більше 40 В), швидкість подачі розчину (не більше 100 л/год).

Нами була сконструйована і розроблена лабораторна установка EDL-10, за допомогою якої реалізовувався процес видалення іонів з розчинів. Основною її частиною був розбірний електродіалізний модуль (рис. 2). Конструктивно електромембранний апарат являє собою пакет, що набирається послідовним чергуванням іонообмінних мембран і міжмембранних прокладок, укладених між стяжними плитами з вбудованими електродами і стягнутих за допомогою шпильок. У процесі роботи розчини безперервно протікають через відповідні камери апарату (рис. 3). Витікаючі потоки кожного тракту об'єднуються в збірних відповідних каналах. Крайні камери пакета, розташовані безпосередньо біля електродів, є електродними.

Для лабораторного експерименту з очищення низькоактивних РРВ методом електродіалізу було приготовлено відповідний робочий розчин такого складу: солеміст – 4 г/л, загальна жорсткість – 5,0 мг-екв/л, $pH = 11,7$, радіохімічний склад ^{137}Cs – 880 Бк/л і ^{90}Sr – 10 Бк/л. Перед початком випробувань модельний розчин РРВ пропустили через рулонний ультрафільтраційний елемент.

Технологічна схема лабораторної електродіалізної установки наведена на рис. 4.

У процесі випробувань через електродні камери прокачували розчини концентрату і модельні розчини. У циркулюючих розчинах визначали солеміст, сухий залишок, pH , концентрацію солей жорсткості, а також питому активність радіонуклідів Cs, Sr. Протягом усього процесу контролювали напругу на електродах, силу струму в комірці.

Електроліз проводили в циркуляційному режимі без корекції pH РРВ протягом 16 год (два дні по 8 год). Швидкість циркуляції розчинів через усі камери – приблизно 3 л/год. Процес проводили при постійній напрузі 5,8 В, що становить 70 % напруги, при якій досягається критичний струм. Отримані результати наведені в табл. 1 і показують, що в процесі електродіалізу величини загального солеміс-

ту, жорсткості і питомої активності радіонуклідів закономірно знижуються. Через 15 год електродіалізу концентрація розчинених солей знизилася в 16,5 разів, загальна жорсткість – в 12,2 рази, а питома активність Cs і Sr – в 10 і 12,6 разів відповідно.

Результати електродіалізного очищення РРВ в циркуляційному режимі з корекцією рН наведені в табл. 2 і показують, що через 23,5 год концентрація розчинених солей знизилася в

25,4 рази, загальна жорсткість – у 20 разів, а питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr – в 32,9 та 80,0 разів відповідно.

Таким чином, проведені випробування показали, що метод електродіалізу може бути ефективно використаний для видалення з техногенно забруднених розчинів, що містять важкі метали та радіонукліди, розчинних солей та іонних форм радіонуклідів. Коефіцієнт очищення від радіонуклідів цезію досягає 30, а

Таблиця 1

Результати електродіалізного очищення РРВ в циркуляційному режимі без корекції рН

Час, год	Розчин	I, mA	рН	Солевміст, г/л	Загальна жорсткість, мг-екв/л	Питома активність, Бк/л	
						^{137}Cs	^{90}Sr
0	РРВ	180	11,7	3,3	5	890	240
1	ділюат	180	11,35	2,4	3,9	890	–
3	ділюат	170	11,3	1,9	2,6	622	95
5	ділюат	186	11,0	1,4	2,2	584	102
7	ділюат	150	10,7	1,1	1,7	355	76
9	ділюат	136	10,3	0,7	0,65	248	48
11	ділюат	69	9,95	0,5	0,6	135	29
13	ділюат	57	9,4	0,27	0,45	126	56
15	ділюат	40	9,1	0,2	0,41	89	19
15	концентрат	140	12	9,4	0,17	7013	318

Таблиця 2

Результати електродіалізного очищення РРВ в циркуляційному режимі з корекцією рН

Час, год	Розчин	I, mA	рН	Солевміст, г/л	Загальна жорсткість, мг-екв/л	Питома активність, Бк/л	
						^{137}Cs	^{90}Sr
0	РРВ	290	11,7	3,3	5,0	560	240
3,0	ділюат	284	2,1	4,3	3,3	–	190
5,5	ділюат	222	3,3	1,55	3,1	330	134
7,5	ділюат	132	3,4	1,14	1,9	217	96
9,5	ділюат	133	3,4	0,88	1,5	131	66
11,5	ділюат	95	3,5	0,61	1,1	74	23
13,5	ділюат	74	3,0	0,67	0,75	56	31
15,5	ділюат	67	3,4	0,34	0,66	36	24
17,5	ділюат	51	3,5	0,27	0,50	29	6,4
19,5	ділюат	33	3,0	0,20	0,25	31	6,5
21,5	ділюат	28	3,65	0,13	0,30	34	12
23,5	ділюат	23	4,0	0,13	0,25	17	3
17,5	концентрат	–	2,5	12,8	48	1910	596

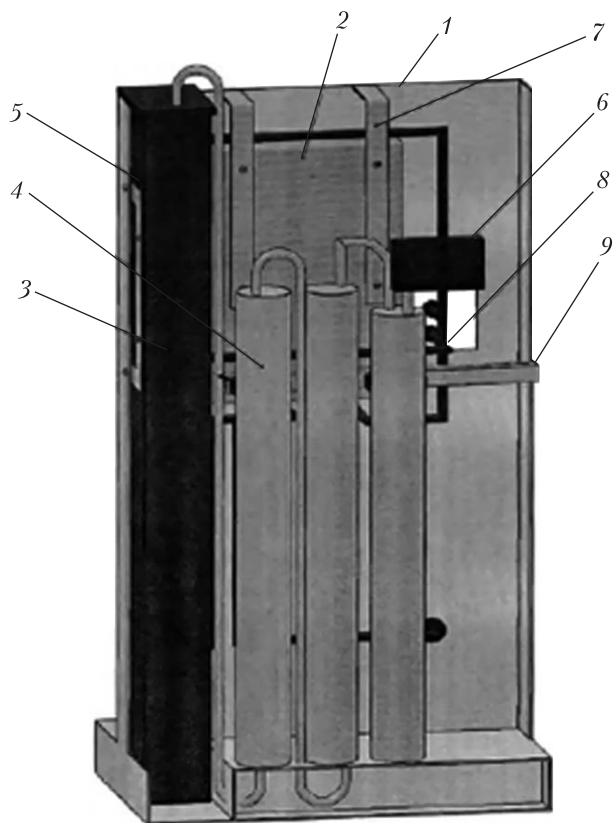


Рис. 3. Загальний вигляд установки: 1 – каркас, 2 – блок управління, 3 – фільтр, 4 – діалізатор, 5 – теплообмінник, 6 – монітор тиску/витратомір, 7 – кріплення блоку управління, 8 – кріплення фільтра, 9 – кріплення теплообмінника

від стронцію — 80. Загальна ступінь знесолення сягає 25 разів.

Очищення РРВ залежно від конкретних умов можна проводити в циркуляційному або проточному режимах, а також у режимі часткової рециркуляції.

Застосування електродіалізного очищення РРВ можна рекомендувати в комбінації з методами мікрофільтрації та селективної сорбції цезію, що дозволить виключити зі схеми очищення стадію іонного обміну. Іншим варіантом використання електродіалізу є часткове знесолення РРВ перед іонним обміном для збільшення фільтроциклу іонообмінних колон.

Присутність у системі поверхнево-активних речовин, що при утворенні колоїдів залучають

до свого складу радіонукліди, призводить до значного зменшення ступеню очищення. Важливою умовою можливості застосування мембранних методів очищення РРВ є проведення робіт з попередньої деструкції органічних речовин, що присутні у розчині. У результаті руйнації органічних речовин, що входять до складу як колоїдів, так і комплексних сполук, вивільняються іони металів, які можуть бути видалені мембранними методами.

На відміну від загальноприйнятих методів руйнування органічних речовин (окислення озonom, перманганатом калію та ін.), які застосовуються в технологіях очищення трапних вод, може бути використаний *метод кавітації* [20], який передбачає утворення кавітаційних бульбашок при проходженні водного розчину через сопло Лавалю.

Оскільки під впливом змінного місцевого тиску рідини бульбашки можуть різко скорочуватися і розширюватися, то температура газу всередині бульбашок коливається в широких межах і може досягати декількох сотень градусів за Цельсієм. Є розрахункові дані, що температура всередині бульбашок може досягати 1500 °С. Слід також враховувати, що в розчинених у рідині газах міститься більше кисню в процентному відношенні, ніж у повітрі, тому гази в бульбашках при кавітації хімічно більш агресивні. Хімічна агресивність газів у бульбашках в поєднанні з впливом молекулярного кисню викликає руйнування матеріалів, з якими стикається рідина, піддана процесу кавітації [21]. При схлопуванні кавітаційних бульбашок енергія рідини зосереджується в дуже невеликих обсягах і таким чином утворюються місця підвищеної температури.

Для експериментального підтвердження можливості використання методу гідрокавітації для деструкції органічних сполук, в тому числі поверхнево-активних речовин (ПАР), що знаходяться в розчині у вигляді молекулярно роздроблених частинок, нами досліджувався процес зміни кількості сульфанолю НП-1 у водному розчині.

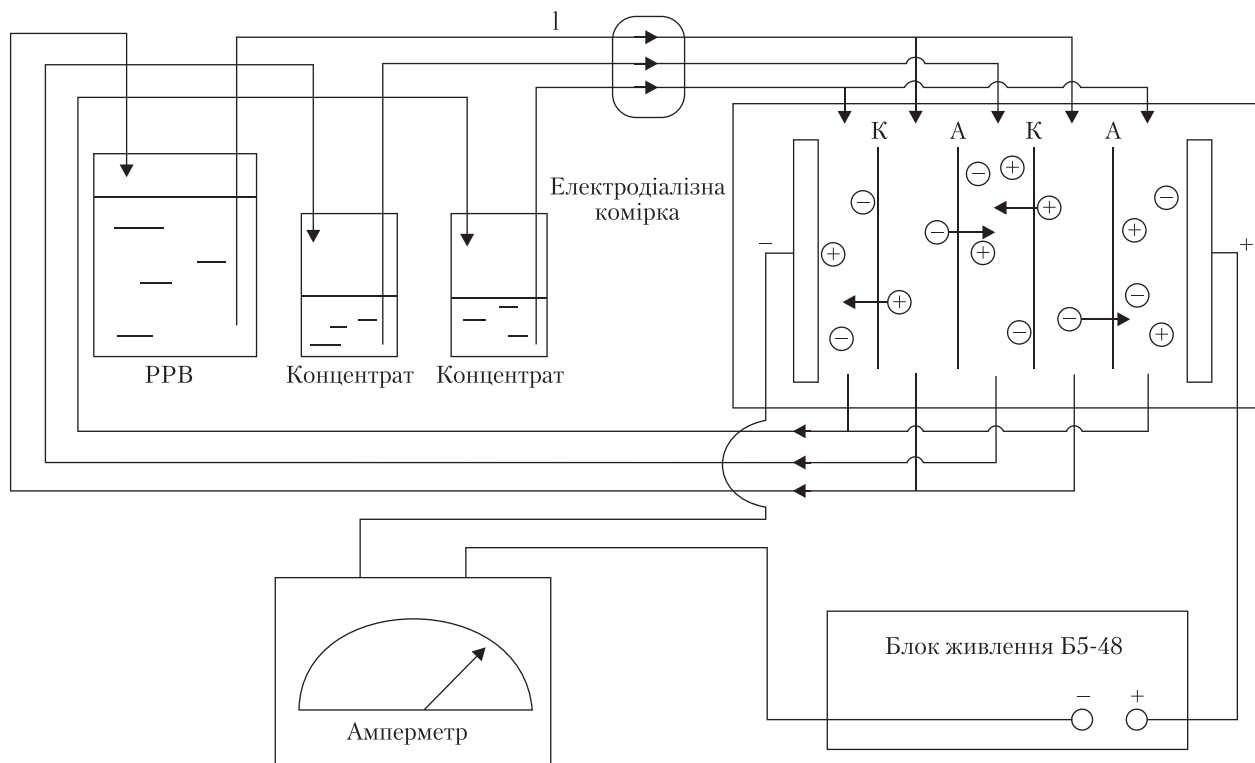


Рис. 4. Технологічна схема лабораторної електродіалісної установки

Для визначення вмісту сульфанолю у водному розчині ми використовували стандартну методику визначення масової концентрації поверхнево активних речовин у питній воді, наведену в Державному стандарті Російської Федерації ГОСТ Р 51211-98 (дата введення – 1999.07.01) «Методи визначення вмісту поверхнево-активних речовин».

Для дослідження впливу методу гідрокавітації на розчин аніоногенних поверхнево активних речовин (АПАВ) нами був приготовлений розчин сульфанолю з концентрацією 100 мг/л. Дослід проводили на експериментальній гідродинамічній кавітаційній установці (рис. 5), створеній у відділі ядерно-фізичних технологій ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України».

Через рівні проміжки часу відбирали по 50 мл обробленого розчину. Всього було проведено 9 циклів активації водного розчину сульфанолю. У процесі активації відбувається

зміна температури досліджуваного розчину. Причина цього явища нами була описана раніше. Отримані результати дослідження наведені в табл. 3.

Аналізуючи дані, наведені в табл. 3, можна зробити висновок, що:

- ✦ при обробці водного розчину сульфанолю методом гідрокавітації відбувається часткове руйнування молекул останнього;
- ✦ інтенсивність руйнування залежить від умов проведення експерименту (кількості циклів, швидкості пропускання заздалегідь визначеного об'єму рідини, режиму роботи кавітатора).

Найбільш інтенсивне руйнування сульфанолю спостерігається на початковому етапі обробки розчину. Згодом спостерігалися зміни, пов'язані з процесами рекомбінації розірваних під впливом кавітаційних бульбашок, фрагментів молекул сульфанолю. Ймовірно, в процесі рекомбінації відбувається синтез нових

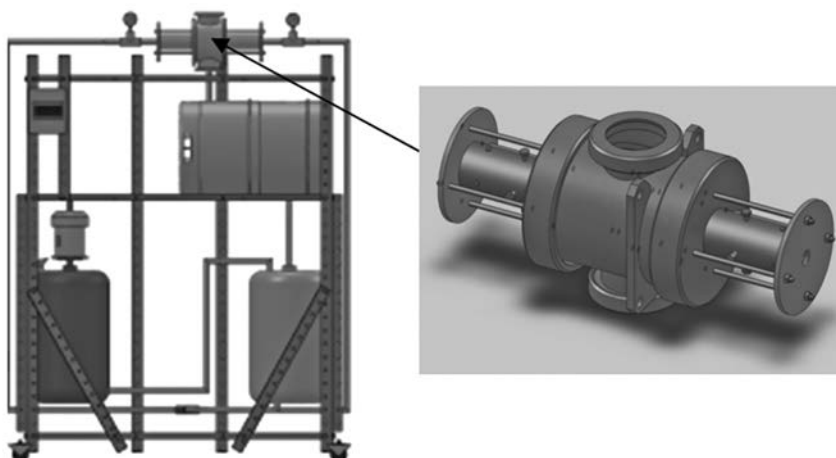


Рис. 5. Експериментальна гідродинамічна кавітаційна установка

молекул аніоногенних поверхнево активних речовин, структура яких до кінця не вивчена.

Більш повне руйнування органічних речовин, у тому числі поверхнево активних, може бути досягнуто *методом низькотемпературної плазми* [22–24]. Можливість руйнації хлорорганічних сполук за допомогою камери низькотемпературної плазми перевіряли на прикладі суспензії гексахлорбензолу, тому що останній є високотоксичною і складною для руйнації у природних умовах речовиною. Для цього було створено лабораторний комплекс АМК-1 (рис. 6), який встановили на режим ексклюзивного застосування камери низькотемпературної плазми з відключенням всіх ін-

ших пристроїв і режимів фізичного впливу на досліджувану суспензію (магнітний сепаратор, електроліз, ультразвук). Установка живилася від промислової трифазної мережі з напругою 220–380 В і частотою 50 Гц.

Через плазмокамеру, що складається з чотирьох автономно послідовних блоків, пропускали розряди струму напругою 10 кВ при потужності 30 кВт/годину і частотою розряду 60 Гц. Робочу суспензію подавали в камеру насосом продуктивністю 1200 л/год.

Режим роботи установки:

Величина напруги електричного імпульсу — $We = 10$ кВ в реакційних камерах кожного каналу;

Таблиця 3

Вплив гідрокавітації на розчин сульфанолю

Параметр	Вихідне значення	1	2	3	4	5	6	7	8	9
$t, ^\circ\text{C}$	22,9	22,9	28,3	29,7	30,7	32,7	32,8	38,8	41,4	42,4
$\Delta Q, \text{кДж}$		29,3	31,9	32,3	32,9	32,8	38,9	41,4	44,6	53,4
E	0,850	0,537	0,599	0,759	0,528	0,565	0,729	0,547	0,484	0,725
ΔE		+313	-62	-160	+231	-37	-164	+182	+63	-241
$\Delta E/\Delta Q$		+1,94	-0,69	-2,46	+4,20	-12,3	-27,3	+2,80	+0,79	-0,87

Примітка. $I = 12$ В; $U = 390$ В; t – температура розчину, $^\circ\text{C}$; Q – зміна кількості тепла, яка була отримана в результаті гідрокавітації, кДж; E – оптична щільність хлороформенного екстракту, що пов'язана із вмістом АПАВ у розчині через вираз $C = k \cdot E$, де C – концентрація ПАВ, мкг; k – коефіцієнт перерахунку, який залежить від концентрації ПАВ і товщини кювети.

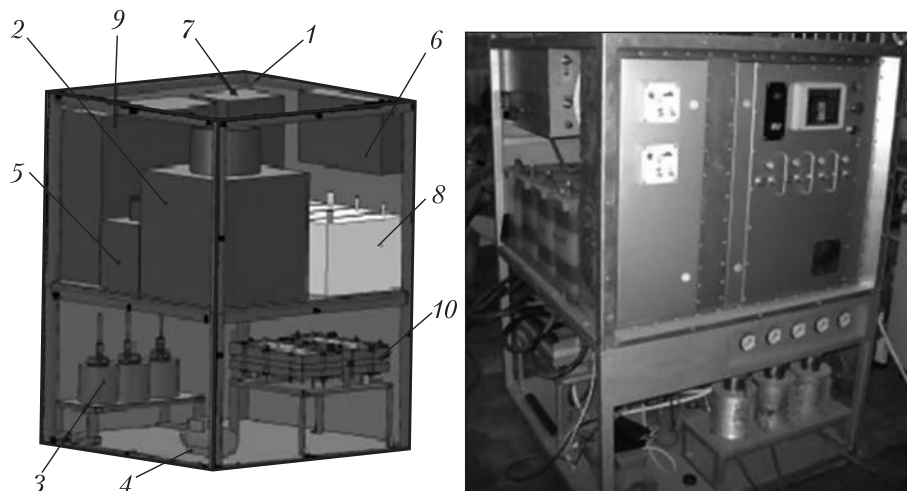


Рис. 6. Лабораторний комплекс АМК-1: 1 – каркас, 2 – реактор, 3 – циклон, 4 – насос, 5 – блок підпалювання, 6 – блок управління, 7 – блок управління УЗ, 8 – електророзрядник, 9 – ємність, 10 – трансформатор

Кількість каналів, включених у роботу, — 4;
Частота генеруючих імпульсів кожного каналу $f = 10$ Гц;

Продуктивність установки — 0,33 л/с або 1900 л за годину;

Кількість енергії, що продукується — 300 кДж/л.

Для отримання суспензії гексахлорбензолу (ГХБ) розрахункову кількість кристалів гексахлорбензолу попередньо розчиняли в невеликій кількості диметилкетону (ацетону) протягом 24 год при температурі 50–60 °С. Отриманий розчин невеликими порціями при постійному перемішуванні вносили в реакційну посудину, що містить 30 л водопровідної води з розрахунку отримання концентрації C_6Cl_6 3,3 мг/л.

Перед включенням АМК-1 відбирали вихідну контрольну пробу суспензії ГХБ об'ємом 0,5 л. Отриманий розчин піддавався обробці в циркуляційному режимі протягом 1 хв, 3 хв і 7 хв.

Руйнацію проводили в три етапи.

Перший етап полягав у пропусненні суспензії ГХБ через камеру низькотемпературної плазми. Після камери продукт збирався в окрему ємність і відбиралася проба № 2.

Другий етап полягав у циклічному пропусненні суспензії (приблизно 29 л) через робочу камеру і загальний колектор. Час безперервної роботи АМК-1 становив 3 хв. Після закінчен-

ня 3 хв комплекс відключали і відбирали пробу № 3 об'ємом 0,5 л.

Третій етап був повторенням другого етапу з відбору проби № 4 відповідного об'єму.

Для визначення концентрації ГХБ у вихідній суспензії та суспензіях після обробки використовувався метод *тонкошарової хроматографії*. Для проведення аналізу використовували спеціальні хроматографічні пластинки з нанесеним тонким шаром адсорбенту, в якості якого виступали оксиди алюмінію. Аналізована речовина наносилося на стартову лінію. Тут же, поруч, наносився спеціальний зразок. Підготовлену таким чином пластинку поміщали в елююючий розчин в апараті для тонкошарової хроматографії. Після завершення циклу дослідження пластинку виймали і висушували при кімнатній температурі до повного видалення розчинника. Для ідентифікації хроматографічних плям використовували спеціальну лампу з жорстким ультрафіолетовим випромінюванням. За інтенсивністю люмінесценції оцінювали кількість C_6Cl_6 .

Дослідження показали, що концентрація ГХБ у вихідній суспензії становила 3,33 мг/л, а після обробки зменшилася більш ніж у 6 разів (до 0,5 мг/л). При цьому концентрація ГХБ після першої обробки знизилася до 0,75 мг/л,

Поглинання поллютантів з радіаційно забруднених вод кремнієвомагнетитовим композитом

Вихідна концентрація поллютантів, мг/л								pH	Вихідна концентрація поллютантів, мг/л				
Cs	Sr	Co	Cu	Fe ⁺² / Fe ⁺³	Сульфанол	Na ₂ B ₄ O ₇	CФ-2		Cs	Sr	Co	Cu	Fe ⁺² / Fe ⁺³
26	20	14	12	15 000	–	–	–	6–7	65	92	82	94	97
10	6	4	5	13 000	–	–	–	7–8	67	96	97	90	99
10	6	4	5	13 000	–	–	500	7–8	62	94	99	88	99
63	62	42	45	5000	–	–	–	9	73	97	94	95	99
63	62	42	45	5000	–	2000	–	9	72	96	93	97	99
63	62	42	45	5000	500	–	–	9	75	97	93	97	99
63	62	42	45	5000	500	2000	–	9	73	98	92	95	98

після другої – до 0,62 мг/л, а після третьої – до 0,51 мг/л.

Було встановлено, що в результаті впливу низькотемпературної плазми, яка генерується комплексом АМК-1, на випробувану суспензію ГХБ відбувається різке зниження (більш ніж у 6 разів) токсичності речовини хлороганічної природи в робочій рідині. Аналіз проб показав десятикратне зменшення концентрації ГХБ після першого циклу з виходом показників на рівень фонових і збільшення її в процесі роботи.

У тих випадках, коли проводити руйнацію органічних речовин недоцільно, очищення техногенно забруднених рідин, що одночасно містять важкі метали та радіонукліди в іонних та колоїдній формах, слід проводити за розробленим нами *методом ТОНАК* [25, 26]. Пропонований метод передбачає послідовність наступних процесів. У очищуваному розчині синтезується нанорозмірний сорбент (колоїдного ступеню дисперсності), що має негативну величину електрокінетичного потенціалу. Сорбент поглинає зазначені поллютанти не тільки своєю конденсованою частиною, але й поверхнею та синтезується безпосередньо в об'ємі очищуваного розчину (перша колоїдна система). Поглинання поллютанта конденсованою частиною сорбенту буде перешкоджати зворотній дифузії поглинених речовин з сорбенту в навколишнє середовище. Для осадження от-

риманої колоїдної системи пропонується використовувати процес гетерокоагуляції. Для цього в цьому ж розчині синтезується друга колоїдна система, яка містить позитивно заряджені наночастки. Присутність різнойменно заряджених систем, а також радіонуклідів, що знаходяться в псевдоколоїдній формі, забезпечує досить високу повноту очищення. У результаті процесу гетерокоагуляції утворюється коагулят, що містить компоненти першої та другої колоїдних систем, у складі якого інкорпоровані поглинені з розчину поллютанти. Після завершення процесу гетерокоагуляції отримують наноккомпозит (коагулят) поділом твердої і рідкої фаз методом седиментації з наступним фільтруванням. Для інтенсифікації процесу розділення коагулята і надосадової рідини доцільно застосовувати постійний електричний струм і метод центрифугування.

Таким чином, пропонований спосіб очищення рідин, забруднених важкими металами та радіонуклідами (в присутності поверхнево активних речовин) включає синтез колоїдних наночастинок полікремнієвих кислот в очищуваному розчині з подальшим осадженням їх золем наномангнетиту, отриманого в цьому ж розчині в умовах впливу імпульсного магнітного поля [27].

Аналіз фільтрату, отриманого при поділі твердої і рідкої фаз, показав, що з дисперсійного середовища в наноккомпозит переходять

практично всі катіони, що знаходяться у розчині (табл. 4).

Як видно з вищенаведених даних, з дисперсійного середовища в наноккомпозит переходить близько 7 % Cs, 97 % Sr, 93 % Co, 97 % Cu і 99 % Fe⁺²/Fe⁺³ за 1 цикл. Присутність у дисперсійному середовищі поверхнево активних речовин (сульфанол, СФ-2) в кількості до 0,5 г/л практично не спричиняє негативного впливу на видалення зазначених катіонів. Залізо, введене в систему у вигляді солей Fe⁺²/Fe⁺³, практично повністю осідає на колоїді кремнезему.

ВИСНОВКИ

1. Встановлено, що метод електродіалізу може бути ефективно використаний для очищення водних розчинів, що містять солі важких металів та солі жорсткості, а також іонні форми радіонуклідів. Розроблена і створена лабораторна установка EDL-10, що працює у циркуляційному режимі та оснащена розбірним електродіалізічним модулем. Коефіцієнт очищення від радіонуклідів цезію досягає 30, а від стронцію – 80. Загальна ступінь знесолення сягає 25. Недоліком даного методу можна вважати різке зменшення ефективності очищення радіаційно забруднених рідин у випадку присутності поверхнево активних речовин.

2. Для руйнації поверхнево активних речовин, присутніх у радіаційно забруднених рідинах, у відділі ядерно-фізичних технологій була створена експериментальна гідродинамічна кавітаційна установка. Експериментальні лабораторні дослідження, проведені з використанням зазначеної установки, показали, що при обробці водного розчину сульфанола методом гідрокавітації відбувається часткове руйнування молекул останнього. Інтенсивність руйнації органічних речовин залежить від умов проведення експерименту (кількості циклів, швидкості пропускання заздалегідь визначеного об'єму рідини, режиму роботи кавітатора).

3. Для більш повної руйнації органічних речовин (в т. ч. таких токсичних речовин, як

гексахлорбензол), присутніх у техногенно та радіаційно забруднених рідинах, створено лабораторний комплекс АМК-1, який встановлено в режимі ексклюзивного застосування камери низькотемпературної плазми з відключенням всіх інших пристроїв і режимів фізичного впливу на досліджувану суспензію (магнітний сепаратор, електроліз, ультразвук). Дослідження показали, що в результаті впливу низькотемпературної плазми, що генерується комплексом АМК-1, на випробувану суспензію ГХБ відбувається різке зниження (більш ніж в 6 разів) токсичності речовини хлорорганічної природи в робочій рідині.

4. Для очищення техногенно забруднених рідин, що одночасно містять важкі метали та радіонукліди у іонній та колоїдній/псевдоколоїдній формі у присутності органічних речовин в одному циклі, розроблено спеціальний метод очищення. Пропонований метод отримав назву *ТОНАК* і реалізується в умовах впливу імпульсного магнітного поля. Лабораторні дослідження показали, що з дисперсійного середовища в осад переходить до 75 % Cs та 97–99% Sr, Co, Cu і Fe за один цикл. Присутність у дисперсійному середовищі іонних та колоїдних форм важких металів та радіонуклідів, а також значної кількості солей та поверхнево активних речовин (сульфанол, СФ-2) практично не чинить негативного впливу на видалення зазначених катіонів.

5. Роздільне використання вищевказаних методів у ряді випадків не дозволяє отримати високого ступеня очищення техногенно забруднених рідин складного хімічного та радіонуклідного складів. Дана проблема може бути вирішена шляхом розробки сучасних мембранних технологій та створення комплексних схем переробки, синергічне поєднання яких дасть можливість досягти затребуваного глибокого очищення техногенно забруднених рідин, що одночасно містять важкі метали і радіонукліди, та мінімізувати об'єм вторинних відходів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кузнецов Ю.В., Щebetковский В.Н., Трусов А.Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений. – М.: Атомиздат, 1974. – 366 с.
2. Cirillo J.R., Kelso W.J. Versatile treatment system cleans mixed wastewater from diverse sources // Proceedings of Int.Conf. Spectrum'98. – Denver, Colorado, 1998. – P.997.
3. Пат. Российской Федерации № 1746829. Установка для очистки и концентрирования жидких радиоактивных отходов / Демкин В.И., Карлин Ю.В., Пантелеев В.И., Рожков В.Т., Тимофеев Е.М.; Заявитель и патентообладатель: Государственное унитарное предприятие города Москвы – объединенный экологотехнологический и научно-исследовательский центр по обезвреживанию РАО и охране окружающей среды (ГУП МосНПО «Радон»); – Режим доступа: <http://www.findpatent.ru/patent/227/2273066.html>.
4. Современные технологии иммобилизации органических радиоактивных отходов, образующихся на ФГУП «ПО «Маяк» / Т.С. Волкова, О.М. Слюнчев, И.Г. Тананаев // Седьмая Российская конференция по радиохимии. Радиохимия–2012 (г. Димитровград 15–19 октября 2012) – Димитровград: ООО «ВДВ «ПАК», 2012. – С. 202.
5. Радиоактивные отходы АЭС / В.А. Брылева, Н.Д. Кузьмина, Л.М. Нарейко // Информационный бюллетень. Серия: Атомная энергетика, 2010. – № 10–11 (16–17). – С. 1–8.
6. Method for Cs-137 separation from the decontamination solutions / I.G. Toropov, V.M. Efremkov, V.V. Toropova, V.M. Satsulcevic, Y.P. Davidov // Proceedings of the Fifth International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, Berlin, Germany, September 3–7, 1995. – Berlin, 1995. – P. 349–351.
7. Destruction of organic waste from nuclear industry / C. Jousot-Dubien, C. Perre, M. Carles et. al. // Sixth International Conference: «Radioactive waste management and environmental remediation». – Singapore, 12–16 October 1997. – P. 451–454.
8. Микрофильтрация водных растворов анионных ПАВ / С.В. Миносъянц, Н.П. Моргунова, В.М. Саенко, Ю.И. Дытнерский // Всес. научн.-техн. сем.: Теория и практика для селективного разделения жидких сред с использованием полупроницаемых мембран: Тез. докл. – М.:ЦИНИТИХимнефтемаш. 1983. – С. 26–27.
9. Пилат Б.В. Основы электродиализа. – М.: Авалон, 2004. – 456 с.
10. Деминерализация методом электродиализа (Ионитовые мембраны) / Под ред. Д.Р. Уилсона. Пер. с англ. Б.Н. Ласкорина и Ф.В. Раузен. – М.: Госатомиздат, 1963. – 352 с.
11. Дытнерский Ю.И. Обратный осмос и ультрафильтрация. – М.: Химия, 1978. – 352 с.
12. Зябрев А.Ф., Лимитовский А.Б., Кунин А.И. Мембранные системы БИОКОН для ультра- и микрофильтрации // Критические технологии. Серия Мембраны. 2001. – № 11. – С. 21–31.
13. Кондиционирование жидких радиоактивных отходов с использованием нанокompозита $\text{SiO}_2/\text{Fe}_3\text{O}_4$ // Конференция выпускников Высших курсов стран СНГ для молодых ученых, аспирантов и студентов по современным методам исследований наносистем и материалов СИН-НАНО: Тезисы докладов, 17–21 июня 2012, Москва–Дубна. – С. 95–100.
14. Nanocomposite $\text{SiO}_2/\text{Fe}_3\text{O}_4$ – a new material for radioactive waste compaction / Y. Litvinenko, Y. Zabulonov, V. Kadoshnikov, M. Yurzhenko // Nuclear science and its application: joint conference VI Eurasian Conference. VIII International Conference modern problems of nuclear physics and nuclear technologies in Institute of Nuclear Physics Uzbekistan Academy of Sciences 25–28 September 2012: book of abstract. – Samarkand, Uzbekistan, 2012. – P. 393–394.
15. Experiences with treatment of mixed waste / J. Dziewinski, S. Marczak, E. Nuttal [et. al.] // Sixth International Conference: «Radioactive waste management and environmental remediation», Singapore. October 12–16, 1997. – P. 274–281.
16. Хванг С.-Т., Каммермейер К. Мембранные процессы разделения / Пер с англ. под ред. проф. Ю. И. Дытнерского. – М.: Химия, 1981. – 464 с.
17. Трусов Л.И. Новые мембраны TRUMEM и RUSMEM, основанные на гибкой керамике / Л.И. Трусов // Критические технологии. Серия Мембраны. 2001, № 9. – С. 20–27.
18. Treatment of low-level radioactive waste liquid by reverse osmosis / L.P. Buckley, S.K. Sen Gupta, J.A. Slade // Proceedings of the Fifth International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation. Berlin, Germany, 3–7 September 1995. – Berlin. 1995. – P. 1015.
19. Kurihara J. et al. Treatment of nuclear drain wastes with an electromagnetic filter and ultrafiltration system // Ind. Water Eng. January, February, 1980. – P. 14–19.
20. Федоткин И.М. Кавитация, кавитационная техника и технология, их использование в промышленности. – К.: АО «ОКО», 2000. – Ч. II. – 898 с.

21. Гультый И.С. Интенсификация химических процесов гидродинамической кавитацией. – К.: Арктур-А, 2004. – 128 с.
 22. Ковтун Ю.В., Скибенко Є.І., Юферов В.Б. Магнітоплазмові сепараційні технології і їх можливе використання для переробки ВЯП і РАВ // Ядерні та радіаційні технології. – 2007. – Т. 7, № 1–2. – С. 72–80.
 23. Скибенко Е.И. Физико-технические аспекты создания устройств магнитоплазменного разделения вещества на элементы и их изотопы на основе пучковоплазменного разряда // Вопросы атомной науки и техники. – 2009. – № 6. – С. 1867–85.
 24. Скибенко Е.И., Ковтун Ю.В., Егоров А.М., Юферов В.Б. Разделение вещества на элементы, основанное на физических принципах пучково-плазменного и отражательного разрядов // Вопросы атомной науки и техники. – 2011. – № 2. – С. 141–148.
 25. Дезактивация промышленных вод, загрязненных тяжелыми металлами и радионуклидами, по методу «ТОНАК» / В.М. Кадошников, Ю.В. Литвиненко, Ю.Л. Забулонов // VIII Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: Зб. наукових статей, 10–14 вересня 2012 р., м. Алушта, Україна, Том 1. – С. 148–153.
 26. Пат. України 77123, МПК⁵¹С02F 1/48, 1/28. Спосіб очищення вод, забруднених важкими металами, радіонуклідами, у присутності органічних речовин різної природи / Забулонов Ю.Л., Кадошніков В.М., Литвиненко Ю.В. – № u 2012 09790; заявл. 14.08.2012; опубл. 25.01.2013, Бюл. №2.
 27. Kronenberg K. Experimental evidence for the effects of magnetic fields on moving water // IEEE Transactions on Magnetics (Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc. – 1985. – V. 21, № 5. – P. 2059–2061.
- REFERENCES
1. Kuznecov Ju.V., Shhebetkovskij V.N., Trusov A.G. *Osnovy ochistki vody ot radioaktivnyh zagryaznenij*. Moskva: Atomizdat, 1974 [in Russian].
 2. Cirillo J.R., Kelso W.J. *Versatile treatment system cleans mixed wastewater from diverse sources*. Proceedings of Int.Conf. Spectrum'98. Denver, Colorado, 1998: 997.
 3. Pat. Rossijskoj Federacii N 1746829. Ustanovka dlja ochistki i koncentrirovaniya zhidkih radioaktivnyh othodov. Demkin V.I., Karlin Ju.V., Panteleev V.I., Rozhkov V.T., Timofeev E.M. Zajavitel' i patentoobladatel': Gosudarstvennoe unitarnoe predpriyatje goroda Moskvy – obedinennyj jekologo-tehnologicheskij i nauchno-issledovatel'skij centr po obezvezhivaniju RAO i ohrane okruzhajushhej sredy (GUP MosNPO «Radon»). Rezhim dostupa: <http://www.findpatent.ru/patent/227/2273066.html> [in Russian].
 4. *Sovremennye tehnologii immobilizacii organicheskikh radioaktivnyh othodov, obrazujushhihsja na FGUP «PO «Majak»*. T.S. Volkova, O.M. Sljunchev, I.G. Tananaev. Sed'maja Rossijskaja konferencija po radiohimii. Radiohimija–2012 (g. Dimitrovgrad 15–19 oktjabrja 2012) Dimitrovgrad: OOO «VDV «PAK», 2012 [in Russian].
 5. Radioaktivnye othody AJeS. V.A. Bryleva, N.D. Kuz'mina, L.M. Narejko. *Informacionnyj bjuleten'. Serija: Atomnaja energetika*, 2010, N10–11 (16–17): 1–8 [in Russian].
 6. *Method for Cs-137 separation from the decontamination solutions*. I.G. Toropov, V.M. Efremenkov, V.V. Toropova, V.M. Satsulcevic, Y.P. Davidov. Proceedings of the Fifth International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, Berlin, Germany, September 3–7, 1995. Berlin, 1995: 349–351.
 7. *Destruction of organic waste from nuclear industry*. C. Jousot-Dubien, C. Perre, M. Carles et. al. Sixth International Conference: Radioactive waste management and environmental remediation. Singapore, 12–16 October 1997: 451–454.
 8. *Mikrofil'tracija vodnyh rastvorov anionnyh PAV*. C.B. Minosjanc, N.P. Morgunova, B.M. Saenko, Ju.I. Dytner'skij. Vses. nauchn.-tehn. sem.: Teorija i praktika dlja selektivnogo razdelenija zhidkih sred s ispol'zovanijem polupronicaemyh membran: Tez. dokl. Moskva: CINITI himneftemash, 1983: 26–27 [in Russian].
 9. Pilat B.V. *Osnovy jelektrodializa*. Moskva: Avalon, 2004 [in Russian].
 10. *Demineralizacija metodom jelektrodializa (Ionitovye membrany)*. Pod red. D.R. Uilsona. Per. s angl. B.N. Laskorina i F.V. Rauzen. Moskva: Gosatomizdat, 1963 [in Russian].
 11. Dytner'skij Ju.I. *Obratnyj osmos i ul'trafil'tracija*. Moskva: Himija, 1978 [in Russian].
 12. Zjabrev A.F., Limitovskij A.B., Kunin A.I. *Kriticheskie tehnologii. Serija Membrany*. 2001, N11: 21–31 [in Russian].
 13. *Kondicionirovanie zhidkih radioaktivnyh othodov s ispol'zovanijem nanokompozita SiO₂/Fe₃O₄*. Konferencija vypusknikov Vysshih kursov stran SNG dlja molodyh uchenyh, aspirantov i studentov po sovremennym metodam issledovanij nanosistem i materialov SIN-NANO: Tezisy dokladov, 17–21 ijunja 2012, Moskva–Dubna: 95–100 [in Russian].

14. *Nanocomposite SiO₂/Fe₃O₄ – a new material for radioactive waste compaction*. Y. Litvinenko, Y. Zabulonov, V. Kadoshnikov, M. Yurzenko. Nuclear science and its application: joint conference VI Eurasian Conference. VIII International Conference modern problems of nuclear physics and nuclear technologies in Institute of Nuclear Physics Uzbekistan Academy of Sciences 25–28 September 2012: book of abstract. Samarkand, Uzbekistan, 2012: 393–394.
15. *Experiences with treatment of mixed waste*. J. Dziewinski, S. Marczak, E. Nuttal et. al. Sixth International Conference: Radioactive wastemanagement and environmental remediation, Singapore. October 12–16, 1997: 274–281.
16. Hvang S.-T., Kammermejer K. *Membrannyye processy razdeleniya*. Per s. angl. pod red. prof. Ju. I. Dytnersokgo. Moskva: Himija, 1981 [in Russian].
17. Trusov L.I. *Novye membrany TRUMEM i RUSMEM, osnovannyye na gibkoj keramike. Kriticheskie tehnologii. Seriya Membrany*. 2001, N9: 20–27 [in Russian].
18. *Treatment of low-level radioactive waste liquid by reverse osmosis*. L.P. Buckley, S.K. Sen Gupta, J.A. Slade. Proceedings of the Fifth International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation. Berlin, Germany, 3–7 September 1995. Berlin. 1995: 1015.
19. Kurihara J. et al. Treatment of nuclear drain wastes with an electromagnetic filter and ultrafiltration system. *Ind. Water Eng.* January, February, 1980: 14–19.
20. Fedotkin I.M. *Kavitacija, kavitacionnaja tehnika i tehnologija, ih ispol'zovanie v promyshlennosti*. Kyiv: AO «OKO», 2000, Ch. II [in Russian].
21. Gulyj I.S. *Intensifikacija himicheskikh proces sov gidrodinamicheskoy kavitaciej*. Kyiv: Arktur-A, 2004 [in Russian].
22. Kovtun Ju.V., Skibenko Je.I., Juferov V.B. *Jaderni ta radiacijni tehnologii*. 2007, 7(1–2): 72–80 [in Ukrainian].
23. Skibenko E.I. *Voprosy atomnoj nauki i tehniki*. 2009, N6: 1867–85 [in Russian].
24. Skibenko E.I., Kovtun Ju.V., Egorov A.M., Juferov V.B. *Voprosy atomnoj nauki i tehniki*. 2011, N2: 141–148 [in Russian].
25. *Dezaktivacija promyshlennyh vod, zagryzennyh tjazhelymi metallami i radionuklidami, po metodu «TONAK»*. V.M. Kadoshnikov, Ju.V. Litvinenko, Ju.L. Zabulonov. VIII Mizhnarodna naukovo-praktichna konferencija «Ekologichna bezpeka: problemi i shljahi virishennja»: Zb. naukovih statej, 10–14 veresnja 2012 r., m. Alushta, Ukraïna, Tom 1: 148–153 [in Russian].
26. *Pat. Ukraïny 77123, MPK51S02F 1/48, 1/28. Sposib ochyshhennja vod, zabrudnennyh vazhkymy metalamy, radionuklidamy, u prysutnosti organichnyh rehovyn riznoi' pryrody*. Zabulonov Ju.L., Kadoshnikov V.M., Lytvynenko Ju.V. N u 2012 09790. zajavl. 14.08.2012. opubl. 25.01.2013, Bjul. N2 [in Ukrainian].
27. *Kronenberg K. Experimental evidence for the effects of magnetic fields on moving water. IEEE Transactions on Magnetics* (Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc). 1985, 21(5): 2059–2061.

Ю.Л. Забулонов, Ю.В. Литвиненко, В.М. Кадошников,
Е.В. Алексеева, В.М. Буртияк, Л.А. Одукалец, Н.А. Бородин

ГУ «Институт геохимии окружающей среды
НАН Украины», Киев

НОВЫЕ ПОДХОДЫ К ОЧИСТКЕ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Рассматриваются индустриальные методы очистки жидких радиоактивных отходов и техногенно загрязненных растворов, содержащих тяжелые металлы и радионуклиды. Показано, что в случае, когда ионы тяжелых металлов находятся исключительно в ионной форме, наибольшую эффективность очистки имеет метод электродиализа. Разработано метод ТОНАК, который позволяет эффективно очищать многокомпонентные металлосодержащие техногенные растворы, содержащие среди прочего органические вещества и комплексообразователи. Разработка современных мембранных технологий, создание комплексных схем переработки и их синергическое сочетание позволит достичь глубокого очищения техногенно загрязненных растворов, а также минимизировать объем вторичных отходов.

Ключевые слова: тяжелые металлы, радионуклиды, электродиализ, гидродинамическая кавитация, низкотемпературная плазма

Yu.L. Zabulonov, Yu.V. Litvinenko, V.M. Kadoshnikov, E.V. Alekseeva, V.M. Burtnyak, L.A. Odukalets, N.A. Borodina

State Institution «Institute of Environmental
Geochemistry NAS of Ukraine», Kyiv

NEW APPROACHES TO CLEANING LIQUID RADIOACTIVE WASTE

The industrial cleaning methods of liquid radioactive waste and technologically contaminated solutions, which contain heavy metals and radionuclides, are considered. It is shown that in the case when heavy metal ions exclusively exist in ionic form, the cleaning method with highest efficiency is electro dialysis. In the case when components, which must be removed, are in ionic and colloidal forms at

the same time, the previous destruction of colloidal and organic matter (method of hydrodynamic cavitation, low-temperature plasma etc) is necessary. The developed «PTANK» method enables an effective purification of multicomponent metal-containing man-made solutions, which contain additionally organic substances and complexes. Development of advanced membrane technologies, creation of complex recycling schemes and their synergistic combination will provide an opportunity to achieve deep cleaning of technologically contaminated solutions and minimize the amount of secondary wastes.

Keywords: heavy metals, radionuclides, electro dialysis, hydrodynamic cavitation, low-temperature plasma.

Стаття надійшла до редакції 16.01.15