



УКРАЇНА

(19) UA (11) 75838 (13) C2

(51) МПК (2006)

C02F 9/02

C02F 9/04 (2006.01)

C02F 9/08

C02F 1/44

C02F 1/46

C02F 1/52

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ
І НАУКИ УКРАЇНИДЕРЖАВНИЙ ДЕПАРТАМЕНТ
ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ
ВЛАСНОСТІОПИС
ДО ПАТЕНТУ НА ВИНАХІД

(54) СПОСІБ КОМПЛЕКСНОЇ ПЕРЕРОБКИ ДРЕНАЖНИХ ВОД ЗВАЛИЩ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

1

2

(21) 20041210405

(22) 17.12.2004

(24) 15.05.2006

(46) 15.05.2006, Бюл. № 5, 2006 р.

(72) Гончарук Владислав Володимирович, Балакіна Маргарита Миколаївна, Кучерук Дмитро Дмитрович, Скубченко Володимир Федорович

(73) ІНСТИТУТ КОЛОЇДНОЇ ХІМІЇ ТА ХІМІЇ ВОДИ ІМ. А.В.ДУМАНСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНИ

(56) RU 2085518 C1, 27.07.1997

RU 2054387 C1, 20.02.1996

RU 2048453 C1, 20.11.1995

JP 10137759, 26.05.1998

JP 2004050070, 19.02.2004

JP 63059389, 15.03.1988

(57) 1. Спосіб комплексної переробки дренажних вод звалищ твердих побутових відходів, що включає електрохімічну обробку води, баромембранну обробку з використанням зворотного осмосу, термообробку концентрату зворотного осмосу з виділенням солі на утилізацію, який **відрізняється** тим, що електрохімічну обробку дренажних вод здійснюють гальванокоагуляцією, відокремлюють одержаний шлам і воду додатково піддають реа-

гентній коагуляції сульфатом заліза (III), відокремлюють шлам і воду фільтрують через піролюзитне завантаження, баромембранну обробку води здійснюють у дві стадії з використанням на першій стадії нанофільтрації, а на другій стадії - зворотного осмосу, і воду направляють у систему міської каналізації, причому шлам гальванокоагуляції зневоднюють і використовують у металургійному виробництві, одержану при зневодненні воду направляють на реагентну коагуляцію, одержаний при реагентній коагуляції шлам зневоднюють і використовують у металургійному виробництві, а одержану при зневодненні воду направляють на піролюзитне доочищення, концентрат нанофільтрації направляють на реагентну коагуляцію.

2. Спосіб за п. 1, який **відрізняється** тим, що гальванокоагуляцію здійснюють протягом 15-60 хв.

3. Спосіб за пп. 1 або 2, який **відрізняється** тим, що сульфат заліза (III) використовують у кількості 2-4,5г/дм³ при рН середовища 6,5-8,0.

4. Спосіб за пп. 1 або 2, або 3, який **відрізняється** тим, що термообробку концентрату стадії зворотного осмосу здійснюють у апараті із зануреним пальником.

Винахід відноситься до області обробки води, промислових і побутових стічних вод, зокрема до багатоступеневої обробки з використанням баромембранних процесів у поєднанні з електрохімічною, хімічною та термічною обробкою, та може бути використаний для комплексного очищення екологічно небезпечних мінералізованих стічних вод із підвищеним вмістом амонійного азоту й органічних речовин, наприклад, дренажних вод звалищ (полігонів) твердих побутових відходів (ТПВ).

Як правило, дренажні води звалищ ТПВ відносяться до особливо забруднених, екологічно небезпечних мінералізованих стічних вод, які містять у значних кількостях амонійний азот і характеризуються надзвичайно високим вмістом органічних речовин [Экологическая биотехнология / Под ред. К.Ф. Форстера и Д.А. Вейза. - Л.: Химия, 1990. -383 с., С. 150-151] [1].

Для очищення дренажних вод, які утворюються в місцях захоронення ТПВ, використовують усі традиційні методи водоочищення: реагентну коа-

(13) C2

(11) 75838

(19) UA

гуляцію, флотацію, адсорбцію, окислювальні, біологічні та баромембранні методи [1, С. 158].

Застосування баромембранних методів очищення найбільш перспективні для полігонів, які будуються. На відміну від традиційних способів, вони дозволяють вилучати майже усі складові стічних вод - неорганічні, органічні та біологічні як у завислому, так і в колоїдному чи розчинному стані, бактерії, віруси, в тому числі й такі, котрі звичайно неможливо вилучити за допомогою інших процесів. Важливою їх перевагою є простота конструкції установок, які складаються з двох основних елементів: мембранних модулів і насосного обладнання [С. Yanagi, С. Mori. Advanced reverse osmosis process with automatic sponge ball cleaning for the reclamation of municipal sewage // Desalination, 1980. - v. 32, No. 1-3. - P. 391-398] [2].

Разом із тим, ефективність і економічність баромембранних процесів визначається адекватною попередньою підготовкою очищуваної води, що запобігає забрудненню мембран [Ф.Н. Карелин. Обессоливание воды обратным осмосом. - М.: Стройиздат, 1988. - 208 с., С. 56-60] [3]. Тому баромембранні методи очищення дренажних вод звалищ ТПВ необхідно поєднувати з різними методами попереднього очищення, а також їх різними комбінаціями.

Відомий спосіб очищення дренажних вод звалищ ТПВ за допомогою комбінації біологічного очищення з ультра- і нанофільтрацією [Н. Ringe. Schalk Ingeborg // Korrespond. Abwasser, 1999. - v. 46, No. 8. - P. 1253-1258] [4]. Згідно з цим способом, дренажна вода звалища піддається обробці біологічним методом із використанням активного мулу, потім послідовно ультрафільтрацією для

відділення мулової суміші та нанофільтрацією для доочищення від органічних продуктів біологічної деструкції первісних забруднень. Концентрат зі стадії нанофільтрації очищають на адсорбційному ступені з термічною регенерацією активованого вугілля та повертають на операцію біологічного очищення.

Як витікає з технічної суті відомого способу [4], недоліками останнього є:

недостатньо повна переробка дренажної води, що пов'язане з проблемою утилізації активного мулу;

недостатня ефективність вилучення мінеральних солей, катіонів важких металів та амонійного азоту, який в дренажних водах звалищ присутній в основному у вигляді комплексів з органічними речовинами, що не виводяться з системи за допомогою біологічної обробки;

велики займані площі.

Найбільш близьким аналогом до винаходу за технічною суттю та результатом, що досягається, є спосіб комплексного очищення дренажних вод звалищ (полігонів) твердих побутових відходів [Патент Российской Федерации № 2207987, МПК 7 C02F9/10/ ((C02C02F9)10, опубл. 10.07.2003, Бюл. № 19] [5].

Спосіб реалізується таким чином.

В якості оброблюваної води використовують дренажну воду полігону ТПВ с. Розлукіне Володимирської області. У таблиці 1 наведені дані з якісного та кількісного складу вихідної дренажної води (стовпець 1), а також - після її очищення (стовпець 2). Зазначені дані наведені в описі способу [5, у таблиці 4, С. 29-30].

Таблиця 1

Показник	Визначено у воді		Ефективність очищення, %
	вихідна дренажна вода	вода після обробки за способом [5]	
	1	2	
Водневий показник	7,3	6,6	-
Хімічне споживання кисню, мг O_2 /дм ³	4000	28	99,3
Кольоровість, град	1650	0	100,0
Хлориди, мг/дм ³	1040	17	98,0
Амоній, мг/дм ³	348	1,8	99,8
Кальцій, мг/дм ³	380	5	98,4
Магній, мг/дм ³	120	2	98,3
Залізо загальне, мг/дм ³	612	0	100,0
Сумарна кількість кольорових і важких металів, мг/дм ³	6.68	сліди	>97,0-99,9

Дренажну воду звалища спочатку піддають електрохімічній обробці для вилучення забруднюючих домішок і амонійного азоту при щільності струму 10-15А/дм² протягом 8-20хв. При цьому відбувається знезараження води активним хлором, який виділяється при електролізі. Потім здійснюють двоступеневу механічну фільтрацію, а одержаний фільтрат направляють на баромембранну обробку з використанням зворотного осмосу. Пермеат після зворотного осмосу доочищають на сорбенті та зливають на рельєф

місцевості, одержаний концентрат у кількості 35 мас. % повертають у тіло полігону, а частину, що залишилася (не менш 65%) подають у випаровувач і кристалізатор, звідки сіль, що утворилася, відводять на утилізацію. Слід відмітити, що в описі відсутні відомості про утилізацію шламу після електрохімічної обробки, тобто спосіб не забезпечує комплексну переробку дренажної води звалища.

Також слід відмітити, що відомий спосіб [5] передбачає подачу на стадію мембранної обро-

бки води з дуже високим вмістом органічних речовин, наприклад, зі значенням ХСК 2 600мг О₂/дм³ [5, Таблиця 4 С. 29-30]. З практичного досвіду експлуатації мембранної установки фірми Pall-Rohem, на звалищі ТПВ у с. Великі Дмитровичі бачимо, що подача такої води на мембрани потребує їх частішої промивки та більших витрат промивного розчину, а іноді й заміни мембран, оскільки утворення відкладень веде до зменшення як продуктивності, так і солезатримування [3, С. 56].

З приведених даних способу [5] також видно, що досягається висока ефективність очищення як за органічною складовою, що характеризується хімічним споживанням кисню (ХСК) [Ю.Ю. Лурье. Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 1984. - 448 с., С. 73-77] [6], так і за неорганічними компонентами, в тому числі і за амонійним азотом (таблиця 1, стовпець 3).

Відомо, що амонійний азот включений до ряду основних показників при оцінці ступеня очищення стічних вод [Очистка производственных сточных вод / С.В. Яковлев, Я.А. Карелин, Ю.М., Ласков и др. М.: Стройиздат, 1985. -335с., С.220-221] [7]. Згідно вимогам [Правила приймання стічних вод підприємств у систему каналізації м. Києва (Розпорядження Київської міської адміністрації від 18.06.2003 року № 1073, С. 10)] [8], до-

пустима концентрація амонійного азоту в очищених стічних водах при скиданні в систему каналізації не повинна перевищувати 20мг/дм³.

Відомо, що в дренажних водах «молодих» звалищ амонійний азот міститься в значно більших кількостях, ніж у тих, які давно використовують [1, С. 150-151]. Це підтверджується нашими даними по вмісту амонію в дренажних водах діючого полігону в с. Великі Дмитровичі Київської області, що коливається від 1440 до 3080мг/дм³.

В описі способу [5] наведені дані з очищення від амонію тільки при його вмісті в вихідній воді в кількості 348мг/дм³ (таблиця 2, приклад 1).

Нами був відтворений режим обробки стічної води звалища ТПВ у с. Великі Дмитровичі з вмістом амонійного азоту 1440-3080мг/дм³ і органічних речовин, який характеризується показниками ХСК, що дорівнюють 2343-5010мг О₂/дм³.

При відтворенні режиму обробки за способом [5] була виключена стадія доочищення води на сорбенті після зворотного осмосу, оскільки в описі способу [5] не розкритий склад сорбенту, і, як витікає з наведених даних, він практично не впливає на видалення амонійного азоту після зворотного осмосу - після зворотного осмосу його вміст складає 2,0мг/дм³, тоді як після доочищення на сорбенті - 1,8 [5, таблиця 4]. Одержані дані наведені в таблиці 2 (приклади 2, 3).

Таблиця 2

№ п/п	Вміст амонію, мг/дм ³		Ефективність очищення, %
	вихідна дренажна вода полігону ТПВ	після обробки	
1.	348	1,8 [5, таблиця 4, С.29-30]	99,5
2.	1440	34,5	97,6
3.	3080	53,8	98,2
4.	1440	2,2	99,8
5.	3080	15,4	99,5

Дані таблиці 2 показують, що реалізація відомого способу [5] не дозволяє досягнути необхідної для скиду в каналізацію глибини очищення від амонію при його підвищеному вмісті - його залишкова концентрація в 1,7-2,7 разів перевищує допустиму.

Таким чином, недоліками відомого способу очищення дренажних вод звалищ ТПВ [5] є:

реалізація відомого способу не забезпечує комплексної переробки дренажних вод, оскільки відсутня утилізація шламу після електрохімічної обробки, а також 35% концентрату після стадії зворотного осмосу повертається в тіло полігону, що приводить до додаткового забруднення його дренажних вод;

невеликий ресурс ефективної роботи мембрани, що потребує частішої промивки чи заміни мембрани за рахунок того, що основне навантаження з очищення води від органічних речовин приходить на мембрани.

вторинне забруднення оброблювальної дренажної води хлорорганічними сполуками, що утворюються при виділенні активного хлору в процесі електрохімічної обробки, що мають канцерогенні властивості [Химия промышленных

сточных вод /Под ред. А. Рубина. - М.: Химия, 1988. - 360 с., С. 134-145] [9];

необхідність дехлорування води для попередження пошкодження поліамідних мембран "вільним" хлором [3, С. 55];

недостатньо високий ступінь очищення від амонійного азоту при великому його вмісті в стічній воді, що не дозволяє скидати його в каналізацію;

значні витрати електроенергії на стадії електрохімічної попередньої підготовки;

Задачею, на вирішення якої направлений винахід, є:

забезпечення комплексної переробки дренажних вод за рахунок одержання води з високим ступенем очищення від шкідливих органічних речовин і амонійного азоту, утилізації шламу після коагуляції та переробки всього об'єму концентрату, що утворюється після зворотного осмосу, завдяки чому виключається вторинне забруднення полігону;

виключення вторинного забруднення оброблювальної стічної води хлорорганічними сполуками за рахунок проведення електрообробки без виділення хлору, а також виключення стадії де-

хлорування дренажної води перед подачею на мембрани;

збільшення ресурсу роботи мембран за рахунок підвищення глибини очищення від органічних речовин перед мембранною обробкою; зниження витрат електроенергії.

Зазначений результат досягається за рахунок використання в заявляемому способі поєднання гальванокоагуляції, реагентної коагуляції та обробки води піролюзитом при заявляемій послідовності операцій, що дозволяє направити на мембранну обробку стічну воду з достатньо низьким вмістом органічних речовин, а також за рахунок утилізації шламів після коагуляції та переробки всього об'єму концентрату, що утворюється після зворотного осмосу.

Для вирішення поставленої задачі запропонований спосіб комплексної переробки дренажних вод звалищ твердих побутових відходів, який включає електрохімічну обробку води, баромембранну обробку з використанням зворотного осмосу, термообробку концентрату зворотного осмосу з виділенням солі на утилізацію, в якому, згідно винаходу, електрохімічну обробку дренажних вод здійснюють гальванокоагуляцією, відокремлюють одержаний шлам і воду додатково піддають реагентній коагуляції сульфатом заліза (III), відокремлюють шлам і воду фільтрують крізь піролюзитну загрузку, баромембранну обробку води здійснюють у дві стадії з використанням на першій стадії нанофільтрації, а на другій стадії зворотного осмосу, і воду подають у систему міської каналізації, зневоджений шлам гальванокоагуляції використовують у металургійному виробництві, одержану при зневодженні воду подають на реагентну коагуляцію, одержаний при реагентній коагуляції шлам використовують у металургійному виробництві, а воду зневодження подають на піролюзитне доочищення, концентрат нанофільтрації подають на гальванокоагуляцію. При цьому гальванокоагуляцію здійснюють протягом 15-60 хв., сульфат заліза (III) використовують в кількості 2-4,5 г/дм³ при рН середовища 6,5-8,0, термообробку концентрату стадії зворотного осмосу здійснюють в апараті із занурювальним пальником.

Нами запропонована комплексна переробка дренажних вод звалищ ТПВ, висококонцентрованих за органічними речовинами й амонійним азотом, при реалізації якого послідовна обробка гальвано- і реагентною коагуляцією та піролюзитом дає можливість очистити оброблювану воду від органічних речовин до вмісту, що дозволяє мембранам ефективно вилучати амонійний азот, який міститься в значних кількостях (до норм на скидання у каналізацію). Заявляема комплексна переробка забезпечує переробку концентрату нанофільтрації в процесі гальванокоагуляції, концентрату зворотного осмосу в процесі термообробки, а зневоджених шламів після гальвано- та реагентної коагуляції в виробництві сталі. Заміна електрохімічної обробки гальванокоагуляційною дозволяє запобігти великим витратам електроенергії, яка в цьому випадку витрачається тільки на роботу мотора, що обертає барабан гальванокоагулятора.

Таким чином, сукупність суттєвих ознак заявляемого способу комплексного очищення дренажних вод звалищ твердих побутових відходів є необхідною та достатньою для досягнення заявляемих винаходом результатів:

технологічного - досягається повна утилізація відходів усіх стадій обробки дренажних вод звалища, а також спрощення технології

технічного - високий ступінь очищення від органічних речовин й амонійного азоту;

енергетичного - значне зниження витрат електроенергії на стадії електрохімічної обробки;

екологічного - виключення вторинного забруднення очищуваної води токсичними хлорорганічними сполуками, а також полігону концентратом.

Спосіб реалізується згідно технологічній схемі, наведеній на фіг.

Технологічна схема складається з насоса для подачі дренажної води (1) в гальванокоагулятор (2), відстійника для води, обробленої гальванокоагуляцією (3), фільтр-преса (4), насоса для подачі води на реагентну коагуляцію (5), ємності для розчину коагулянту (6), реактора реагентної коагуляції (7), відстійника для води, обробленої реагентною коагуляцією (8), насоса для подачі води на піролюзитне доочищення (9), колонки з піролюзитною загрузкою (10), мікрофільтра (11), насоса для подачі води на нанофільтраційну обробку (12), нанофільтраційного модуля (13), насоса для подачі води на зворотньоосмотичне доочищення та знесолення (14), зворотньоосмотичного блока (15), апарата із занурювальним пальником (16).

Обробці піддають дренажну воду складу, що наведений у таблиці 3, стовпець 1.

Вихідну воду за допомогою насоса (1) подають у гальванокоагулятор (2), який являє собою обертовий барабан, завантажений залізною стружкою та коксом у співвідношенні 2:1, електрохімічна взаємодія яких приводить до утворення активного залізного коагулянту. Процес гальванокоагуляційного очищення проводять протягом 15 хв. при кутовій швидкості барабану 20 об/хв. На цій стадії відбувається часткове вилучення амонійних (33%) і органічних сполук (44%), знижується також вміст іонів кальцію та магнію, загальний вміст заліза та сумарна кількість іонів важких і кольорових металів (таблиця 3, стовпець 2).

Оброблена в гальванокоагуляторі вода надходить у відстійник (3), і після відстоювання освітлену воду насосом (4) подають в реактор реагентної коагуляції (5). Шлам із відстійника (3) подають на фільтр-прес (6) для зневоднення. Воду зневоднення подають у реактор реагентної коагуляції (5), а зневоднений шлам - у металургійне виробництво.

Реагентну коагуляцію здійснюють при рН 6,5 розчином сульфату заліза (III), який дозують з ємності (7) в кількості 2 г/дм³. На цій стадії відбувається подальше значне зниження (на 58%) вмісту органічних речовин в очищуваній воді, а також більш, ніж на 75% - загального вмісту заліза (таблиця 3, стовпець 3).

Оброблена реагентною коагуляцією вода надходить у відстійник (8), і після відстоювання освітлена вода насосом (9) подається в колонку з

піролюзитною загрузкою (10), а шлам для зневоднення подається на фільтрпрес (6). Вода зневоднення подається в колонку з піролюзитною загрузкою (10), а зневоднений шлам використовується у металургійному виробництві.

У колонці з піролюзитною загрузкою (використаний піролюзит марки Pyrolox, виробництво компанії Clack Corporation, США) вода очищується від органічних забруднень ще на 59%, сумарний вміст іонів важких і кольорових металів зменшується майже вдвічі, загальний вміст заліза досягає слідових кількостей ($<0,5\text{мг/дм}^3$) (таблиця 3, стовпець 4).

Після піролюзитного очищення вода крізь мікрофільтр із поліпропіленовим картриджем (11) насосом (12) подається на нанофільтраційний модуль (13) із поліамідною мембраною ОПМН-П (виробництво НТЦ "Владіпор", м. Володимир, Росія). Показники води після нанофільтраційного очищення наведені в таблиці 3, стовпець 5.

Оброблену на нанофільтраційному модулі воду насосом (14) подають для подальшого очищення та знесолення на зворотноосмотичну установку (15), а одержаний після нанофільтрації концентрат повертають у реактор реагентної коагуляції (5).

Таблиця 3

Показник	Склад води						Ефективність очищення, %
	вихідна дренажна вода	після гальванокоагуляції	після реагентної коагуляції	після колонки з піролюзитною загрузкою	після нанофільтрації	після зворотного осмосу	
	1	2	3	4	5	6	7
ХСК. МГ $\text{O}_2/\text{дм}^3$	3060	1716	722	295	131	17	99,4
Кольоровість, град	3680	1720	200	82	36	12	99,7
NH_4^+ , мг/дм ³	1440	960	957	959	412	2,2	99,8
Натрій, мг/дм ³	2670	2672	2671	2675	1204	9,4	99,6
Калій, мг/дм ³	1700	1703	1699	1700	799	4,8	99,7
Кальцій, мг/дм ³	91	77	76	77	1,0	$<0,003$	99,9
Магній, мг/дм ³	87	72	72	73	1,1	$<0,003$	99,9
Залізо загальне, мг/дм ³	7,0	2,0	0,5	$<0,005$	$<0,002$	слід	99,9
Сумарний вміст іонів кольорових і важких металів, мг/дм ³	1,96	0,26	0,24	0,14	0,009	слід	99,9
"Вільний" хлор, мг/дм ³	відс.	відс.	відс.	відс.	відс.	відс.	відс.

Зворотноосмотична установка обладнана полігідрозидними зворотноосмотичними мембранами низького тиску ESPA-1 (виробництво фірми «Hydranautics», США). Після зворотноосмотичної установки концентрат надходить на термообробку в апарат із занурювальним пальником (16), а очищена вода - на скидання у каналізацію (її показники наведені в таблиці 3, стовпець 6).

Таким чином, реалізація запропонованого способу комплексної переробки дренажних вод звалищ твердих побутових відходів забезпечує безвідхідну технологію переробки шляхом утилізації зневоднених шламів гальвано- і реагентної коагуляції та солей концентрату стадії зворотного осмосу з одержанням очищеної від органічних сполук і амонійного азоту воду, придатну на скидання у каналізацію.

Показники вихідної й очищеної дренажної води звалища, що наведені в таблиці 3, визначали згідно з переліченими методиками:

ХСК титриметричним методом біхроматної окислюваності [6, С. 73-77];

кольоровість за допомогою фотоелектроколориметра КФК-2 за біхроматкобальтовою шкалою [А.А. Резников, Е.П. Муликовская, Ю.И. Соколов. Методы анализа природных вод. М.: Недра, 1970. - 448с., С.69-70] [10];

вміст амонійного азоту фотометруванням із реактивом Неслера [6, С. 109-111];

вміст іонів натрію, калію, кальцію, магнію, кольорових і важких металів методом атомно-абсорбційної спектроскопії [6, 22-25];

вміст активного хлору йодометрично [Вода питьевая. Методы анализа. М.: Гос. комитет по стандартам. - 239с., С.68-71] [11].

Як витікає з наведених даних (таблиця 3, стовпці 6, 7), заявляється спосіб забезпечує:

високий ступінь очищення від органічних речовин (99,4%) і досягнення значень ХСК $<500\text{мг O}_2/\text{дм}^3$, тобто більш низьких, ніж ГДК на скидання у систему каналізації [8, С. 10], при цьому слід

підкреслити, що основна частина органічних речовин (90,4%) вилучається до баромембранної обробки, що позитивно відзначається на ресурсі роботи мембран;

глибоке знесолення води (99,6-99,9%), при цьому відбувається знезалізнення та вилучення важких металів на 99,9%;

високий ступінь очищення від амонійного азоту (99,8%) при його високому вмісті (1440 мг/дм³) до залишкової концентрації 2,2 мг/дм³, що дозволяє скидати очищену воду в систему каналізації;

відсутність утворення хлору на стадії гальванокоагуляції, що виключає необхідність дехлорування води перед подачею на мембрани та утворення токсичних хлорорганічних речовин, що в свою чергу не приводить до вторинного забруднення останніми довкілля.

Аналогічно прикладу виконання за винаходом були здійснені досліді з очищення дренажної води звалища, фізико-хімічні характеристики якої неведені вище, при різній тривалості процесу гальванокоагуляції, різних кількостях введенного сульфату заліза та рН середовища при проведенні реагентної коагуляції як в у діапазоні, що заявляється, так і при позамежних значеннях.

Експериментальне встановлено, що оптимальними з точки зору ефективного очищення дренажних вод звалищ ТПВ є:

тривалість гальванокоагуляційної обробки - 15-60хв.;

концентрація сульфату заліза 2,0-4,5г/дм³ і рН середовища 6,5-8,0 на стадії реагентної коагуляції.

Проведення процесу гальванокоагуляції протягом часу, меншого, ніж 15хв., приводить до того, що при цьому не досягається необхідна глибина очищення в основному від органічних речовин і амонійного азоту. Це в свою чергу приводить до зниження показників очищення дренажної води на кожному наступному ступені. В підсумку очищена вода містить 27мг/дм³ амонійного азоту, що не дозволяє скидати таку воду в систему каналізації, а недостатнє очищення від органічних речовин на стадії гальванокоагуляції негативно впливає на ресурс роботи мембран.

Збільшення тривалості процесу гальванокоагуляції понад 60хв. не приводить до підвищення глибини очищення й є економічно недоцільним.

Позамежне зниження кількості доданого сульфату заліза нижче, ніж 2,0г/дм³, чи позамежне підвищення рН >8,0 у процесі реагентної коагуляції приводить до погіршення умов утворення пластівців і, таким чином, до зниження ефектив-

ності очищення від органічних речовин (досягається ступінь очищення, що дорівнює всього 69,8-72,4%). Направлення такої недостатньо очищеної води на всі наступні стадії приводить в результаті до одержання очищеної води з ХСК, який дорівнює 845-924мг О₂/дм³, що перевищує ГДК по цьому показникові на скидання у каналізацію. Слід відзначити, що високий вміст органічних забруднювачів при подачі на мембрани різко знижує ресурс їх роботи.

Позамежне підвищення кількості введенного сульфату заліза в кількості більшої, ніж 4,5г/дм³, при проведенні реагентної коагуляції, не приводить до підвищення глибини очищення і є економічно недоцільним.

Позамежне зниження рН в процесі реагентної коагуляції (наприклад, рН <6,5) приводить до газовиділення, що супроводжується інтенсивним ціноутворенням, останнє робить процес технологічно важковиконуєним.

Порівнювальний аналіз відомого способу [5] та заявляемого способу комплексного очищення дренажних вод звалищ твердих побутових відходів підтверджує значні переваги заявляемої технології, що полягають у наступному:

за рахунок утилізації відходів (шламів і концентратів солей) забезпечується комплексна переробка стічних вод звалищ ТПВ;

виключається вторинне забруднення очищеної стічної води хлорорганічними сполуками, а також дехлорування перед подачею на мембрани за рахунок проведення електрообробки без виділення хлору;

досягається достатньо високий ступінь очищення дренажної води від органічних речовин до подачі її на мембранне доочищення та знесолення, що дозволяє збільшити ресурс роботи мембран до 4-5 років, тобто ~ в 2 рази, а також скоротити витрати промивних розчинів на їх регенерацію;

досягається необхідна на скидання у каналізацію глибина очищення дренажних вод від амонію (<20мг/дм³) при його підвищеному вмісті (1440-3080мг/дм³), що не забезпечується відомим способом;

вилучення органічних речовин й амонійного азоту при їх високих концентраціях не потребує великих витрат електроенергії, оскільки на стадії електрохімічної обробки використовують процес, який проходить без накладання зовнішнього електричного поля - гальванокоагуляцію, де електроенергія витрачається тільки на обертання барабана гальванокоагулятора.

