

ХМЕЛЬНИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет технологій і дизайну
Кафедра хімії та хімічної інженерії

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
ДРУГОГО РІВНЯ ВИЩОЇ ОСВІТИ «МАГІСТР»
ДОСЛІДЖЕННЯ ТА АНАЛІЗ МЕТОДІВ
ЗНЕСОЛЕННЯ ВОДИ

Галузь знань 16 - Хімічна та біоінженерія

Спеціальність 16 - Хімічна технологія та інженерія

Освітня програма – Хімічна технологія та інженерія

ДРХТІ. 2017086.21.06.ПЗ

Шифр

Виконав: здобувач 2 курсу, група ХТІм-21-1 _____ **Вадим ПЕКАРСЬКИЙ**

Підпис

Керівник: канд. хім. наук, доцент _____

Василь НЕЗДОРОВІН

Підпис, дата

Нормоконтролер _____

Олександр СТРЕМЕЦЬКИЙ

Підпис, дата

До захисту допускаю:

Зав. кафедри _____

Ольга ПАРАСКА

Підпис, дата

_____ 2022 р.

Хмельницький, 2022

АНОТАЦІЯ

Кваліфікаційна робота (освітній рівень другий, магістерський) “Дослідження та аналіз методів знесолення води”.

Автор кваліфікаційної роботи – здобувач 2 курсу, групи
ХТІм-21-1 Вадим ПЕКАРСЬКИЙ

Керівник проекту – канд. хім. наук, доцент Василь НЕЗДОРОВІН

Обсяг пояснювальної записки 94 сторінок, рисунків 24,
таблиць 12, джерел 28, графічної частини _____, слайдів у програмі
„Презентація” _____

Ключові слова: ПОМ’ЯКШЕННЯ, ЗНЕСОЛЕННЯ, ФІЛЬТРУВАННЯ,
КАТАЛІТИЧНА ЗАСИПКА, АДСОРБЦІЯ, КАТІОНІТ, АНІОНІТ, ІОННИЙ ОБМІН,
ОЧИЩЕННЯ ВОДИ.

Мета роботи – дослідити ефективні методи знесолення води.

Об’єкт дослідження – процес очищення води від іонів заліза та марганцю.

Предмет дослідження - процес очищення води від солей різного походження.

В роботі доведено що видалення іонів жорсткості з модельного розчину проходить краще через пінополістирольне завантаження та активоване вугілля FCCBKDF в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 в Na^+ формі

Дослідження вилучення заліза з води проводилися активованим вугіллям FCCBKDF, дослідження процесів вилучення марганцю з води проводилися фільтрувальним завантаженням KDFF-Пінополістирол-Руголох в динамічних умовах.

Здобувач 2 курсу, групи ХТІм-20-1

Вадим ПЕКАРСЬКИЙ

Дата подання роботи до захисту 23.12.2022

ЗМІСТ

.....	C
Вступ	7
1. Аналіз джерел науково-технічної інформації проблеми води.....	9
1.1 Проблеми екологічного стану гідросфери.....	9
1.2 Аналіз основних процесів техногенного впливу на гідросферу.....	13
1.3 Традиційні методи знесолення води.....	16
1.3.1.Знесолення води методом дистиляції.....	16
1.3.2 Знесолення води методом зворотнього осмосу (гіперфільтрація).....	21
1.3.3 Знесолення води методом електродіалізу.....	24
1.3.4 Знесолення води методом іонного обміну.....	27
2 Об'єкти та методи досліджень.....	33
2.1 Методи знесолення води	33
2.1.1 Знесолення води методом фільтрації крізь зернисте завантаження...33	
2.1.2 Знесолення води методом фільтрації крізь завантаження пінополістіролом.....	37
2.2 Інноваційні методи знесолення води	52
2.2.1 Знесолення води методом електролізу високомінералізованої води з великою жорсткістю у електролізері з іонними мембранами.....	52
2.2.2 Знесолення води іонообмінним методом.....	55
3 Експериментальна частина.....	61
3.1 Особливості визначення очищення води від солей жорсткості.....	61
3.2 Особливості визначення жорсткості води.....	65
3.3 Визначення ефективності очищення води.....	69
3.3.1 Визначення ефективності очищення води від іонів заліза Fe ²⁺ (II) з води пінополістирольною засипкою та АВ 20ВВ FCCBKDF20В	69
3.3.2 Визначення ефективності очищення води від іонів заліза	

Fe ²⁺ (II) з води пінополістирольним завантаженням та активованим вугіллям FCCBKDF20B з розвинутою поверхнею з каталітичною засипкою KDF.....	72
--	----

3.3.3 Визначення ефективності пом'якшення води

пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B, катіонітом КУ-2-8.....	78
Висновки.....	88
Перелік джерел посилання.....	89

Вступ

Одним із важливих показників фізіологічної повноцінності мінерального складу (ФПМС) питної води є величина її мінералізації, тобто загального вмісту мінеральних речовин, яка виражається у вигляді суми іонів, всіх мінеральних компонентів або сухого залишку (кількість органічних речовин у сухому залишку звичайно не більше 10%, тому цей показник характеризує загальну мінералізацію питних вод).

Запаси води на Землі великі. Але прісна вода, придатна для споживання, складає всього біля шести відсотків від цієї кількості. До того ж вода, придатна для споживання, розподілена по територіям нерівномірно і ця нерівномірність призводить до нестачі води якраз в тих районах, де проживає найбільша кількість людей.

Україна входить до складу країн з низьким рівнем забезпечення водними ресурсами, на одну людину на рік приходить 1,1 тис. м води (для порівняння - в Росії - 20,0 тис. м на одного жителя). Добре забезпечені водою Закарпатська, Львівська, Івано-Франківська області, а посушливі - Запорізька, Одеська, Херсонська.

В нашій країні водні ресурси використовуються практично цілком, а це викликає напруженість з водопостачанням у посушливі періоди. В посушливі роки Україна має всього 50 млрд. м річкового стоку. При цьому велика кількість води з річок розбирається. Наприклад, на Дніпрі щорічно меліоратори забирають 8 млрд. м³ води для зрошення сільгоспугідь, 3,3 млрд. м³ - для заводів Наддніпрянщини. Крім того, штучні моря, а їх на Дніпрі шість, випаровують в атмосферу і фільтрують у землю мільярди кубічних метрів дефіцитної прісної води.

Зараз нестача питної (прісної) води через нерівномірний розподіл на Землі стала однією із самих серйозних проблем. Чим вищий рівень урбанізації, тим більше споживається води в розрахунку на одного жителя.

Мабуть, усі тепер розуміють, що далі неможливо розвиватись, не вирішуючи питання розумного природокористування. Не можна далі скидати у водойми воду без попередньої очистки. До того ж, очистка води після її використання повинна бути на такому рівні, щоб вона не становила загрози ні рослинному, ні тваринному світу, який населяє водойми.

На сьогоднішній день розроблено багато різних методів очистки забруднених вод від промислових підприємств, сільськогосподарських виробництв та побутового використання [1].

1. Аналіз джерел науково-технічної інформації проблеми знесолення води

1.1 Проблеми екологічного стану гідросфери

Властивості поверхневих вод зараз є основним питанням розвитку суспільства, а запаси їх складають стратегічну сировину. Якісні та кількісні характеристики (склад мікроелементів, мінеральних солей) можуть бути оцінені як похідні складу підземних вод, адже основна частина річкового стоку створюється на поверхні водозбору. Стік з урбанізованих територій вносить біля 70% сторонніх домішок (зважених та токсичних включень, сольових, 30% включень вносить сільськогосподарський поверхневий стік, біогенних елементів, 10% включень формується з умовно непорушених територій [2].

Якість питної води залежить від якості води джерел водозабору водних об'єктів. Згідно ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання» якість води водних джерел оцінюють за чотирма класами: перший клас, це води “high status”, тобто води з «відмінним» високим екологічним станом за директивою 2000/60/ЄС, в основному знаходяться в підземних джерелах; другий клас, це води “good status”, тобто води з «добрим» екологічним станом.

До третього та четвертого класів якості відносяться усі водні ресурси, а система очистки води джерел централізованого водопостачання розрахована на джерела водозабору першого класу якості.

Води третього класу, це води “moderate status” з задовільним екологічним станом, є основним ресурсом і знаходяться у більшості поверхневих вод України. Води четвертого класу, це води з небажаним і обмеженим еколого гігієнічним станом, які потребують глибокої технологічної підготовки.

Води четвертого класу знаходяться в основному в східних та південних регіонах України [3].

Аналізуючи епідеміологічний та санітарно-гігієнічний стан на території України, можна стверджувати, що майже всі поверхневі, а в деяких регіонах і підземні води за ступенем забруднення не відповідають чинному законодавству. Разом з тим існуючі технології очистки та знезаражування питної води, очисне устаткування, нездатні гарантувати рівень показників безпеки, які відповідають міжнародним нормам. Обставини ускладнюються неприйнятним станом водопровідних мереж. В окремих випадках вода через пошкодження труб, доходить до споживача поганішої якості, ніж та, яка на виході з очисних споруджень чи у джерелі. Тому в Україні, в деяких регіонах, уклалась складна ситуація із забезпеченням питною водою населення. Головним фактором, який погано впливає на якість поверхневих вод, є антропогенна евтрофікація, наслідком чого є масовий розвиток водоростей у водних екосистемах, так зване «цвітіння» води.

Вода являє собою найбільш поширену неорганічну сполуку. Водні запаси (ресурси) належать до невичерпних природних джерел.

Інтенсивна індустріалізація сільського господарства, розвиток транспорту, промисловості, енергетики, довело до того, що антропогенний вплив на навколишнє середовище прийняв глобальний характер. Нині спостерігаються великі труднощі з забезпеченням прісною водою, внаслідок забруднення, якісного та кількісного, природних водоймищ. Забруднення води здебільш здійснюється внаслідок скиду в воду сільськогосподарських, промислових та побутових відходів. В окремих водоймах забруднення води настільки велике, що відбулася повна деградація їх як джерел водопостачання [4].

До основних видів забруднення вод належать: бактеріальне забруднення, хімічне забруднення, теплове забруднення і радіоактивне забруднення.

Хімічне забруднення є зміною природних хімічних властивостей води за рахунок збільшення вмісту в ній органічних включень (поверхневоактивні речовини, нафта й нафтопродукти, пестициди) так і, неорганічних включень (глинисті частинки, кислоти, мінеральні солі, основи).

Сильним джерелом хімічного (органічного, так і неорганічного) забруднення водного середовища є технологічні системи. Рідкі погано очищені або неочищені стоки промислових підприємств бруднять поверхневі та підземні води. Газопилові викиди підприємств сучасної промисловості осідають на рослинно-грунтовій поверхні та бруднять дощову воду та стають причиною забруднення підземних та поверхневих вод. Води, які фільтруються крізь товщу промислових відходів, також забруднюються. При спалюванні вуглецевого палива щорічно в атмосферу надходить до 170 млн. т оксиду сірки чотирьох валентної (SO_2). З'єднуючись з водою атмосфери, ця сполука (SO_2) створює сірчану кислоту (H_2SO_4) та сприяє появі кислотних дощів, що згубно впливають на наземну рослинність та дуже псує стан токів води та водоймищ.

При водневому показнику $\text{pH} = 7,0$ зменшується вміст кальцію (Ca) у воді, при цьому гинуть ікринки деяких земноводних; при водневому показнику $\text{pH} = 6,0$ гинуть прісноводні креветки, молюски, ікра всіх живих організмів, при водневому показнику $\text{pH} = 5,5 - 6,0$ з відкладі, які знаходяться на дні річок, озер, водоймищ вилуговуються отруйні метали: ртуть (Hg), алюмінію (Al), кадмію (Cd), свинцю (Pb), берилію (Be), олова (Sn), нікелю (Ni) і внаслідок цього вилуговування стрімко скорчується видовий склад та кількість водних організмів. Коли водневий показник pH досягає 4,49, в річці чи озері гинуть всі живі організми, залишаються тільки анаеробні бактерії, що виділяють вуглекислий газ (CO_2), метан (CH_4) та сірководень (H_2S).

До забруднювачів, які є небезпечними для водного середовища зараховують неорганічні основи й кислоти, які визначають широкий спектр водневого показника (pH) індустріальних стоків, тобто водневий показник (pH) знаходиться на відрізку між 1,0 до 11,0, і здатні змінювати цей водневий показник (pH) водного середовища до значень 4,49 або вище 7,99, тоді як риба в морській та прісній воді існує тільки на відрізку pH від 4,99 до 8,49. До головних джерел забруднення водних ресурсів біогенними елементами та мінеральними речовинами слід віднести сільське господарство і підприємства харчової промисловості. Зі земель, що зрошуються,

щорічно вимивається близько 7 млн т солей. Відходи, які містять мідь (Cu), ртуть (Hg), що зібрані в де-яких районах біля берегів, виносяться далеко за межі територіальних вод. Забруднення ртуттю (Hg) вкрай сильно впливає на продукцію морських екосистем, при цьому стримуючи розвиток фітопланктону. Відходи, які містять ртуть (Hg), безперечно громоздяться в донних залишках естуаріях рік або озер. Наступне їх переміщення супроводжується акумулюванням метилової ртуті ($\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$) та її включенням в трофічні ланцюги водних організмів. У місцях видобутку пожиточних копалин та їх збагачення нерідко збільшуються великі відвали гірських порід, які збагачені шкідливими для живих організмів хімічними сполуками та елементами, які пізніше розмиваються атмосферними опадами і потрапляють у поверхневі, а з часом і в при поверхневі підземні води. Важкі метали є особливо небезпечними для людини.

До основних зародків бактеріологічного забруднення і хімічного забруднення гідросфери належить сільське господарство, в якому широко застосовуються отрутохімікати (пестициди) для боротьби з шкідниками та мінеральні добрива. Сильно небезпечною є хімізація сільського господарства коли порушуються технологічні норми застосування і зберігання хімічних речовин. Найбільш розповсюдженими групами пестицидів є гербіциди, які застосовуються для боротьби з бур'янами, інсектициди які застосовуються для знищення шкідливих комах у сільськогосподарських культурах та фунгіциди які використовують проти грибних захворювань рослин. Мінеральних добрив поступає в ґрунт більш ніж пестицидів. Коли шкідливі хімічні речовини розмиваються дощовими водами, вони інфільтруються у ґрунт і підґрунтя, при цьому забруднюють підґрунтові води, та змиваються у поверхневі водотоки та водоймища. Пестициди стійкі і зберігаються у ґрунті понад 10 років.

1.2 Аналіз основних процесів техногенного впливу на гідросферу

Інтегральним показником стану гідросфери є стан геосистеми в цілому, якість води у річці та гідрологічний режим території. Основною ланкою в забрудненні екосистеми є водний об'єкт, в котрому відбуваються переміни фізико-хімічних параметрів середовища, надходження зайвої кількості токсичних, біогенних та радіоактивних речовин, масовий розвиток токсинопродукуючих видів водоростей, зменшення відновлюваної функції водної біоти, надходження до біотичного кругообігу речовин, що мають токсичну природу, зміна фізичних, біологічних властивостей води та гідрохімічного її складу, забруднення джерел питного водопостачання [5].

В результаті аналізу різноманітних літературних джерел виявлено використання основні підходи і методики дослідження впливу антропогенного фактору на водозбірні басейни: оцінка водного стресу; екосистемний, басейново-морфологічний, ландшафтнобасейновий підхід; використання індикаторів концепції DPSIR.

В межах екосистемного, басейново-морфологічного, ландшафтнo-басейнового підходу, водозбірна площа розглядається як парагенетична система, в який взаємодіють елементи, що пов'язані односпрямованим потоком енергії та речовини. Застосування цього підходу надає перспективу розглядати процеси техногенної дії в взаємозв'язку з визначеними структурними елементами річкової мережі; користуватися інформацією про стан водних ресурсів вживаючи методи наземного моніторингу та дистанційного зондування; визначати морфосистеми, що найбільш схильні до техногенного впливу та класифікувати їх за класами наслідків і впливу господарської діяльності людини; застосовувати автоматизацію для математичної обробки фактичного матеріалу та проведення багатофакторного аналізу стану водних ресурсів у зв'язку з будовою водно-ерозійних морфосистем; застосовувати

автоматизовані системи картування для водозбірних площ з розрахунком техногенних природних факторів; визначатися з механізмами функціонування типових для регіону морфосистем в умовах посиленого техногенного впливу, та створювати розрахункові моделі для розрахунку найкращого варіанту природокористування. Цей підхід дозволяє більш чітко проводити кореляцію між впливом господарської діяльності та природними умовами, спостерігати шляхи розсіювання та руху речовин забруднюючих водне середовище, оцінювати зможу до самоочищення річкової системи. Тому основними прерогативами басейнового підходу є: чітко визначені межі і зв'язки; направленість на дослідження динаміки процесів, які діються у річкових басейнах; можливість застосування геохімічних, геофізичних і системних методів.

Водний стрес стверджується як: «нестача води задовільної якості і кількості щоб забезпечити потреби людей та довкілля». Показники водного стресу залежать від співвідношення забору води до гідрологічної її доступності разом з кількістю опадів в межах визначеного водного басейну.

За дійсними даними, що надані в інтернет-ресурсі Growing Blue®, індикаторами водного стресу є:

Забір води для муніципальних потреб являє собою щорічну кількість води, що забирається для прямого застосування у задоволенні потреб населення. За цим показником Україна в світовому рейтингу займає 23 позицію – (4,57 млрд. м³ /добу). Забір води для промислового використання являє собою середньо визначену річну кількість забору води для промислового використання. Ці межі підходять до галузі самопостачання, не пов'язаної із розподільною мережею суцільного користування. За цим індикатором (забір води для промислового використання) Україна знаходиться на 11 місці (13,29 млрд. м³ / добу). Забір води для сільськогосподарських цілей являє собою щорічну кількість води, що відбирається для цілей зрошення та водопою худоби. В Україні для забезпечення цих потреб (забір води для сільськогосподарських цілей) споживається 19,7 млрд. м³ /добу. У світовому

рейтингу водокористування це відповідає 27 позиції. Чистий імпорт прихованої води являє собою воду, що споживається у виробництві товарів або послуг. За статистичними даними ця ознака становить приблизно 16,9 млрд. м³ /добу, Україна знаходиться на 147 місці світового рейтингу. Недохідна (позареалізаційна) являє собою воду, яка "втрачається", до досягнення клієнта. Втрати можуть бути визначеними, наприклад фізичні втрати через пошкоджену водомережу, або очевидними, наприклад, крадіж або неточність дозуючих пристроїв. Збитки води в Україні оцінюють на рівні 38,9% , що є 47 позицією в світовому рейтингу. Водний слід (Water Footprint) на душу населення являє собою воду, яка використовується для виробництва товарів і послуг, які споживаються населенням. Показник водного сліду України знаходиться на 64 місці. Показник водного сліду одного українця оцінюється в 1345,9 м³ /людину/рік води.

Якщо відсутня достатня кількість води прийнятної якості з'являється загроза водної кризи, головними проявами якої є: зайве споживання підземних вод, що приводить до змін водного балансу території що впливає на зниження урожайності сільськогосподарських культур, в наслідок цього це призводить до нестачі продовольчих ресурсів; мала доступність безпечної питної води; недостатній доступ до санітарії населення на визначеній території та відсутність водоочисних та каналізаційних споруд; зайве забруднення водних ресурсів, що завдає шкоди біологічному різноманіттю; призводить до регіональних конфліктів у зв'язку з обмеженням у водних ресурсах, що, іноді, призводить до військових дій.

1.3 Традиційні методи знесолення води

1.3.1.Знесолення води методом дистиляції

Метод знесолення і опріснення дистиляцією відноситься до найпоширеніших. Цей метод, відноситься до фундаментальних і заснований на випаровуванні води з наступною конденсацією пари. Для випаровування води (H₂O) застосовують теплоту,

яка виділяється при згоранні палива, теплоту конденсації пари, електрики, енергію сонячних променів, атомних реакторів тощо.

Дистиляція, або перегонка, являє собою випаровування рідини з наступним охолодженням та конденсацією парів. При випаровуванні солоної води йони солей, (наприклад, NaCl , Na^+Cl^-) залишаються у розсолі, таким чином пар, що сконденсований, є чистою водою [6].

Дистиляцію води реалізують у випарниках різноманітних конструкцій.

Дистиляція (випаровування) забезпечується електричними випарниками, або паровими. Дистилятори (випарники) це котли низького тиску, в яких вода під дією теплоти перетворюється в конденсат зі значним вмістом солей та збіднену солями паром. Випарник невинно живиться зм'якшеною водою, що зм'якшена з жорсткістю не вище 0,029 мг-екв/л, вмістом кисню не більше 0,029 мг/л, та повною відсутністю вільної вуглекислоти (CO_2). Добротність дистиляту, коли солевміст менше 0,1 мг/л, випарників повинна бути адекватна конденсату, який вертається в котли. При випаровуванні води у випарнику починає збільшуватись концентрат солевмісту, тобто води для приготування вторинної пари. В залежності від тиску, навантаження на випарник, сольового складу води, солевміст концентрату повинен бути від 5000 до 11000 мг/л. Якщо ця умова не виконується, то починається спінювання, відбувається рідинний винос крапель поряд з паром, збільшується солевміст дистиляту. Отже частку концентрату безперестанку скидають, технологічно роблять продувку випарника.

Щоб отримати воду з більшим рівнем очищення потрібне плавне кип'ятіння, при якому важкі домішки не виносяться паром і не потрапляють у дистилят. Для того щоб зменшити витрати енергії дистиляторні установки проектують багатоступневими.

Для малої продуктивності використовують одноступеневі установки. В багатоступневих установках (дві та більше ступенів) конденсат попередньої установки застосовують в якості нагрівача наступної установки. Пара останнього ступені конденсується у хвостовому конденсаторі. При збільшенні кількості ступенів кількість дистиляту на одиницю теплової енергії збільшується [7].

Випарники, які застосовуються для дистиляції води поділяють: за положенням корпусу: горизонтальні й вертикальні; за кількістю ступенів: одно і багатоступеневі; за способом циркуляції води, що випаровується: із природною та штучною циркуляцією; за тиском пари: випарники, які з тиском пари нижче (вакуумні випарники) і вище за атмосферний.

Одноступінчаста (найпростіша) випарна установка складається з котла 1 (утворюється пара при кип'ятінні води), випарника із змійовиком 2, конденсатора пари 3, збірника знесоленої води 4 та насоса для подачі знесоленої води споживачу. Вода в котлі нагрівається до кипіння первинна пара з котла поступає в змійовик випарника і конденсується, утворюючи практично знесолену воду. Об'єми випарника за висотою поділяється на водяний і паровий з межею між ними, та зветься дзеркалом випаровування.

Схема одноступінчастої (найпростішої) випарної установки наведено на рисунку 1

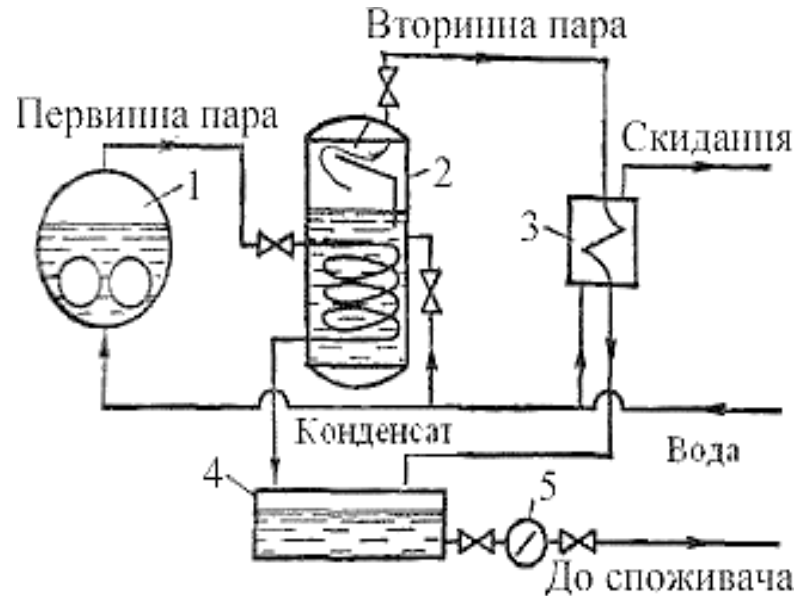


Рисунок 1 - Схема одноступінчастої (найпростішої) випарної установки: 1 – котел; 2 – випарник; 3 - конденсатор; 4 – збірник знесоленої води; 5 – насос

За рахунок теплоти, що віддана первинною парою, яка конденсується, створюється вторинна пара з води, що знесолюється. Вторинна пара поступає в конденсатор випарної установки, конденсується та зливається в суцільний збірник знесолоної води, та насосом подається за призначенням [8].

Згідно до вимог, які ставляться до води що обробляється, отриманий дистилат розбавляється вихідною водою до досягнення заданого вмісту солей.

Багатоступінчаті випарні пристрої є більш енергоефективними: на одиницю вихідної первинної пари вдається отримати більшу кількість знесолоної води. Пристрої, які мають 40 -70 ступенів, на 1 т пари, що гріє, виробляється 10-25 т опрісненої води.

У випарному пристрої, що має чотири ступені, гостра гріюча пара надходить на першу ступінь випарної установки, конденсується у вигляді води, що є знесолоною, зливається в збірний бак; пара, що утворилася (вторинна) в першому ступені випарника, є гріючою парою для другого ступеня та, сконденсувавшись, надходить в збірний бак для знесолоної води; пара, яка утворюється в другому ступені випарника, є гріючою парою для наступного ступеня тощо. Температура і тиск пари при проходженні від ступеня до ступеня постійно знижуються. Температура і тиск пари, що поступає в гріючу секцію першого ступеня випарника, визначаються загальним числом ступенів, які застосовуються у випарнику. Температуру пари з останнього ступеня на виході випарника приймають від 102 до 104 °С, зниження температури на кожному ступені випаровування приймають від 12 до 13 °С. Тому температура первинної пари в чотиріступінчастій випарній установці повинна бути 165-167 °С. Схема чотиріступінчастої випарної установки наведена на рисунку 2.

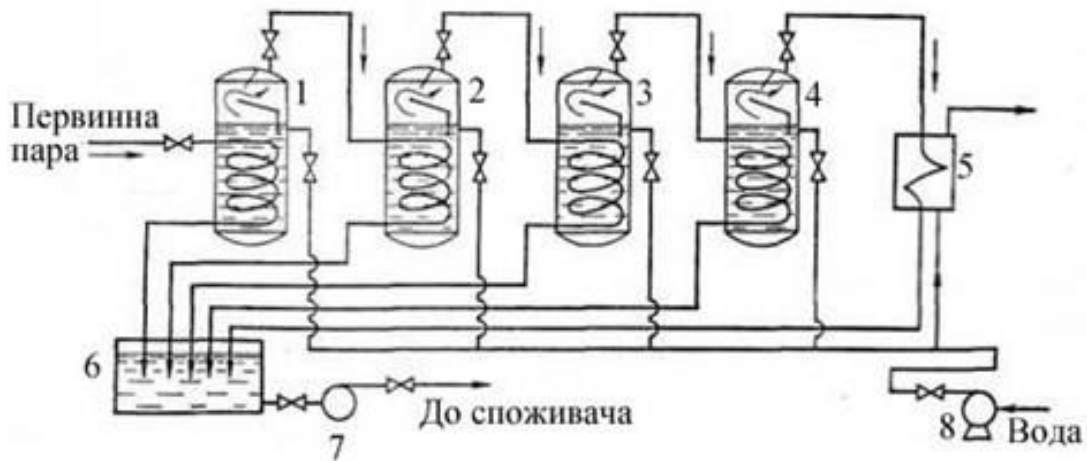


Рисунок 2 - Схема чотириступінчастої випарної установки: 1-4 –відповідно перший, другий, третій і четвертий ступені випарної установки; 5 – поверхневий охолоджувач; 6 – бак для збору знесоленої води; 7 – насос для перекачування знесоленої води; 8 –насос для живлення випарників

Якість води, що отримана дистиляцією.

При вивченні опріснення методом дистиляції води, яка сильно мінералізована, досліджено: якість дистиляту значною мірою залежить від складу вихідної солоної води, ефективності попереднього очищення цієї води, та роботи самих опріснювачів. В пристроях миттєвого закипання випаровування води відбувається при температурі від 101 до 107°C, а в наступних ступенях, які знаходяться під вакуумом, відбувається за температури 35-45°C. Така пара, яка формується за таких умов, практично не містить солей. В наслідок чого під час її конденсації отримують дистилят з дуже низькою мінералізацією. При невеликій кількості солей, пояснюється крапельним виносом з сепараторів випарних установок чи надходженням солоної води при негерметичності теплообмінників.

Дистилят, що отримався, має малу жорсткість, близько 0,14 ммоль/дм³, він належить до сильно м'яких вод, при такій малій буферності середовища, значення

водневого показника (рН) дистилляту коливається в межах від 6,15 до 8,25 та в відповідності до прийнятної вимоги така опріснена вода є слабкою кислотою.

Унаслідок температурного розпаду гідрокарбонатів у випарних апаратах створюється велика кількість карбонатної кислоти (Na_2CO_3). Більша частина карбонатної кислоти (Na_2CO_3) виділяється за допомогою парових ежекторів. При опрісненні води залишається 0,7-4,9 мг/дм³ CO_2 , в результаті чого ця вода має незначну корозійну активність. Концентрація агресивної карбонатної кислоти (Na_2CO_3) в дистилляті непостійна, так як залежить від режиму роботи опріснювачів.

Санітарну вагомість має вміст у дистилляті мікроелементи, особливо брому (Br) і бору (B). При термічній дистиляції вони, бром (Br) і бор (B), концентруються безумовно у розсолі. В дистилляті їх залишається відповідно до 3,4 і 1,1%. Але концентрація бромиду (Br) є все-таки вищою за ГДК для питної води (0,2 мг/дм³). Концентрація фтору (F), є значно меншою, ніж за нормою.

Присутність у воді, що поступає на дистиляцію, планктону та продуктів його розпаду, сприяє творінню у випарних установках легких органічних сполук. При випаровуванні із водяною парою, ці продукти надають дистилляту неприємного присмаку й запаху. Такий дистиллят має низьку органолептичну якість. Феноли теж переганяються з водяною парою, близько 20% фенолів, які знаходяться в морській воді, надходять у дистиллят. Дослідженнями токсикологів встановлено, що за тривалого вживання такий дистиллят негативно впливає на організм людини та тварин, обумовлюючи порушення водно-сольового обміну, при цьому виявляються заперечливі зміни в травному каналі й гіпофізарно-адреналовій системі.

Дослідженнями мікробіологів доведено повну стерильність дистилляту, що має колі-індекс 2,99 і колі-титр 334, та відповідає вимогам державного стандарту на питну воду. При пошкодженні нагрівних труб у дистиллят потрапляє морська вода, при цьому збільшується солевміст дистилляту до 199,9 мг/дм³, а колі-індекс при цьому зростає до 19,9 і більше, внаслідок цього дистиляційне опріснення хоча і характеризується бактерицидною дією, та є недостатньо надійним методом

зnezараження води. Дистилят в господарсько-питному водопостачанні потрібно обов'язково кондиціонувати та проводити стабілізацію.

1.3.2 Знесолення води методом зворотнього осмосу (гіперфільтрація)

Осмос являє собою процес вимушеного перетікання менш концентрованого розчину в більш концентрований крізь розділяючу їх напівпроникну мембрану.

Якщо в ємності між солоною і прісною водою розмістити напівпроникну мембрану, що здатна пропускати воду і задержувати розчинені гідратовані йони у воді солей, то спостерігається як прісна вода поступає у відсік із солоною водою.

Перетікання води відбувається внаслідок різниці концентрацій рідини з обох сторін мембрани, потім рівень прісної води стане нижче за рівень солоного розчину, при цьому різниця рівнів у момент сталої рівноваги і визначуватиме осмотичний тиск розчиненої речовини в розчині. Осмотичний тиск залежить від різниці концентрацій солей в розчинах.

При тиску в розчині вище осмотичного виникає міграція молекул води в напрямку зворотньому її руху, вода з розчину фондує крізь мембрану в прісну воду . Цей процес зветься зворотнім осмосом.

Метод опріснення солоної води зворотнім осмосом заснований наперетіканні солоної води при створенні додаткового надмірного тиску, який перевищує осмотичний, в напрямку від солоного розчину до прісної води через розділяючі напівпроникні мембрани.

Зворотній осмос може здійснюватися без фазових перетворень, при міграції молекул води крізь мембрани, дуже вузьких каналів для міграції йонів розчинених речовин. Це зветься гіперфільтрацією.

Виготовлюють мембрани з пористого скла, полімерних матеріалів, графіту та металевої фольги.

При зворотньому осмосі очищення води застосовуються напівпроникні мембрани. У зворотньому осмосі тиск, що прикладається, використовується для подолання осмотичного тиску, колігативних ознак, що викликано хімічним запасом (термодинамічний вимір). Зворотній осмос годен видалити багато різновидів молекул і йонів з розчинів, застосовується як в індустріальних процесах, так і для виготовлення питної води. Речовина, що розчинена, удержується під тиском з однієї сторони мембрани, в результаті чиста вода мігрує на іншу сторону. Щоб забезпечити вибірковість мембрана не повинна пропускати великі молекули або йони крізь пори (отвори), але має вільно пропускати лише менші молекули або йони розчину. Зворотньо-осмотична установка являє собою комплекс, який складається з низки попередніх очисників, які вберігають мембрану від пошкоджень (сильними окисниками такими як хлор, та механічними домішками) та напівпроникної мембрани. Головна ціль процесу полягає в пропусканні води під високим тиском крізь напівпроникну мембрану з метою видалити з води розчинені в ній органічні домішки, колоїдні частки, бактерії, та інші речовини. Зворотній осмос є інверсійним до природного процесу осмосу, полягає у переміщенні води з менш насиченого розчину у більш насичений крізь напівпроникну мембрану. Зворотній осмос творить тиск в насиченій зоні (вода з розчиненими в ній різними домішками), при цьому молекули води переміщуються крізь напівпроникну мембрану в зону ненасиченого розчину (чиста вода). Мембрани (ацетилцелюлози та других полімерів) характеризуються селективністю, тобто пропускають молекули води та затримують молекули або йони розчинених речовин. Опріснення води здійснюють у мембранному пристрої з трубчастими або плоско-камерними фільтруючими елементами та мембранами у вигляді пустотілих волокон. Процес демінералізації води з використанням зворотнього осмосу є перспективним, його широко застосовують в технологічних схемах.

Ефективність роботи зворотньоосмотичних апаратів залежить від щільності пакування мембран. Простота виготовлення і монтажу, невисока металомісткість, ступінь очистки вихідної води перед мембранною обробкою, являє собою перспективу використання мембранних технологій зворотнього осмосу. Опріснення води як способом зворотнього осмосу так і електродіалізу, на 11-39% дешевше за дистиляцію. Зворотній осмос має ще такі переваги: можливість повної автоматизації процесу, ефективне видалення мікроорганізмів та органічних речовин, можливість використання для води з різним вмістом солей [9].

Для безпеки мембран від передчасного виходу з ладу застосовуються системи попередньої підготовки води, та розраховуються вони з даних значень хімічного складу вихідної води. Такі системи включають: очисники механічної очистки, пом'якшувачі, системи знезалізнення, вугільні фільтри. На сьогодні набули широкого застосування системи дозування інгібіторів перед установками зворотного осмосу. Застосування інгібіторів у вихідну воду попереджує випадінню забруднювачів на поверхні мембранних елементів збільшуючи термін їх служби. Пористість очисників, які застосовують для очистки води, лежить у межах від 0,5 до 4,9 мкм, що дозволяє видалити небажані великі колоїди, суспензії, домішки з розчину. В побутових системах зворотнього осмосу використовується проміжний вугільний очисник, такий що, адсорбує розчинені гази, органічні сполуки, хлор. Проміжний вугільний очисник потрібно дублювати механічним фільтром для затримки вугільних суспензій у воді. Вугільний очисник виробляють з пресованого вугілля, та не лише затримує суспензії, але також має високу ступінь видалення різних домішок в воді.

Зворотній осмос використовують, якщо варто відділити від розчинника низькомолекулярні розчинені речовини (органічні молекули, неорганічні солі). Для цього процесу потрібні щільні мембрани з великим гідродинамічним опором. Мембрани є проміжними між мембранами з відкритими порами (мікрофільтраційними, ультрафільтраційними) та щільними непористими (

первапорація, газорозділення). При високому гідродинамічному опоруприкладають високі тиски для проходження визначеної кількості розчинника. Більш високий осмотичний тиск мають розчини низькомолекулярних речовин (осмотичний тиск морської води ≈ 25 бар) [10].

Мембрана проникна для розчинника (наприклад води) і непроникна для розчиненої речовини (наприклад солі). Вода прямує з розбавленого розчину в концентрований (тиск концентрованого розчину менший за осмотичний), виникає явище осмосу. Якщо тиск буде перевищувати осмотичний, процес буде протікати в зворотному напрямку (розчинник переходить з концентрованого розчину в розведений), виникає відділення розчинника від розчиненої речовини (знесолювання). Це зворотній осмос.

Зворотній осмос має чималий спектр використання, його можна класифікувати як очистку розчинника (продуктом є пермеат) і концентрування розчиненої речовини (продуктом є ретантат).

Зворотній осмос в основному використовується для очистки води (знесолювання).

Зворотній осмос застосовується на стадії концентрування, широко в харчовій промисловості (концентрація фруктових цукру, соків, кави), в гальванічній технології (концентрування стічних вод) і в молочній промисловості (концентрування молока для виробництва сиру).

1.3.3 Знесолення води методом електродіалізу

Електродіаліз являє собою хід цілеспрямованого переносу йонів під дією градієнта електричного потенціалу через мембранну систему, яка складається з мембран, які знаходяться у розчині. Коли між парою електродів помістити аніоно- і катіонообмінні мембрани та пропустити крізь камеру знесолення даний розчин, який вміщує бінарний електроліт Kt-An, і позначки An та Kt відповідно відносяться до

аніону та катіону, то з камери знесолення, яка обмежена з сторони аноду аніонообмінною мембраною, а із сторони катода - катіонообмінною мембраною, йони Kt та An мігруватимуть в еквівалентних кількостях із розчину, який знесолюється, в електродні відділи, так звані камери концентрування.

Питання практики і теорії електродіалізу розглядаються в багатьох монографіях та у статтях, які публікуються у періодичних журналах.

Найбільш раціональне використання електродіалізу при вмісті солей у воді 1-10 г/дм³; проте відомі роботи з електродіалізного опріснення води коли солей складає 35 г/дм³. Електродіаліз використовують також для видалення залишків фтору, бору та інших шкідливих реагентів із солоної і морської води.

Сьогодні електродіаліз використовують для видалення з води елементів в іонній формі. Головним недоліком електродіалізу є попередня коагуляція і фільтрування при видаленні колоїдних і псевдоколоїдних частинок радіоактивних ізотопів. Не зважаючи на високу вартість, невисоку міцність мембран, великі затрати енергії при електродіалізі сильно мінералізованих вод, електродіалізні установки пропонують застосовувати для дезактивації малої кількості прісної та слабо мінералізованої води.

Даний пристрій для очищення води електродіалізом являє собою батарею електродіалізних приладів (або груп приладів), які включені паралельно. Приладів може бути багато і визначатися продуктивністю кожного, необхідним ступенем очищення та солевмістом вихідної води.

Реагентне видалення сульфатів із стічних вод і концентратів баромембранного чищення води призначає застосування вапна і також дорогих високоосновних коагулянтів. При високому вмісті хлоридів, йонів натрію чи інших одновалентних металів, цей метод не результативний. Найбільш результативним являється метод електрохімічного опріснення концентрованих розчинів. При використанні електродіалізних мембран можна їх переробляти та отримувати розчини кислоти та

лугу. Але при наявності в розчинах йонів жорсткості, хід електролізу та електродіалізу досить складний.

У дослідженнях було розглянуто процеси демінералізації розчинів [11] із великою жорсткістю в трикамерних електролізерах із двома аніонними мембранами МА-41, а також було доказано, що трикамерні електролізери з двома аніонними мембранами МА-41 ефективніше очищують воду від хлоридів та сульфатів при її пом'якшенні. В роботі було розглянуто, що додавання магнезиту і концентрація лугу в катодній області, не впливають на процеси концентратів зворотньоосмотичного чищення, а також видалення хлоридів та сульфатів із модельного розчину. При підвищенні концентрації даних йонів у розчині, швидкість даного процесу та вихід за струмом зростає. Доказано, що при електролізі розчинів із великою жорсткістю в трикамерному електролізері із двома аніонними мембранами МА-41 проходить результативне пом'якшення води. При додаванні до розчинів магнезиту, в кількості рівній різниці концентрації іонів кальцію та лужності води ефективність пом'якшення збільшується.

До найбільш далекоюсяжних способів [12] перероблення засолених рідких відходів відносяться електрохімічні способи, а саме - процеси електродіалізу. Ці способи дозволяють не тільки пом'якшувати та опріснювати води [13], а також переробляти концентрати і одержувати розчини чистих реагентів. Сюди відноситься і одержання сульфатної кислоти (H_2SO_4) та лугу ($NaOH$) [14], лугу ($NaOH$) та соляної кислоти (HCl) [15], лугу ($NaOH$) , сірчаної кислоти (H_2SO_4) та гіпохлориту натрію ($NaOCl$) [16].

Дані питання вдало вирішуються при використанні високоселективних іонообмінних мембран. Але, становище значно ускладнюється при присутності у воді йонів жорсткості. Ці йони при електролізі можуть утворювати малорозчинні плівки із складових гідролізу на катодах, збільшувати опір системи або приводити до отруєння катіонообмінних мембран . Такі ходи

проходять також і при переробці способом електродіалізу регенераційних розчинів йонного обміну, які відпрацьовані і містять йони жорсткості.

Питання переробітку засолених залишків рідини, в яких знаходяться йони жорсткості, можна зустріти дуже часто. Ця проблема відноситься до баромембранних процесів і також до йонного обміну.

Так, як оброблення засолених рідких залишків відбувається у дві стадії: пом'якшення та електродіаліз, то це дуже утрудняє технологію. У даній роботі було розглянуто метод електродіалізу, який вирішив питання знесолення води при її ефективному пом'якшенні.

1.3.4 Знесолення води методом іонного обміну

Головна ідея йонного обміну полягає у можливості іонітів або іонообмінних продуктів адсорбувати з розчину електроліту іони, які позитивно і негативно заряджені, і замінити їх на таку ж саму кількість однойменно заряджених іонів іоніту.

Так як іоніти складається з твердої нерозчинної у воді молекулярної сітки (матриці), то вони здібні до іонного обміну, що вказує на їх особливу структуру, де в деяких місцях на поверхні і всередині її маси приєднуються хімічно-активні групи атомів іоніту, які мають електричний заряд. Даний заряд відшкодовується протилежним за знаком зарядом рухомого протиіона, який може рухатися усередині гранули іоніту та мінятися з іншими йонами в рідині. Ці йони разом з протиіонами утворюють активні групи іоногенні або активні групи.

Монофункціональні іоніти – це іоніти з однотипними функціональними групами, а поліфункціональні іоніти – це іоніти з різними функціональними групами.

З точки зору електрохімії, можна бачити, що кожна молекула - це своєрідний твердий електроліт. У наслідок електролітичної дисоціації іоніту навкруги нерозчинного у воді ядра з'являється йонна атмосфера - невеликий простір навкруги молекули іоніту, де існують рухливі й здатні до обміну йони.

Катіонування - це процес оброблення води методом йонного обміну, коли проходить обмінювання катіонів. Аніонування – це оброблення води методом йонного обміну, коли проходить обмінювання аніонів.

За своєю будовою катіоніти поділяють на мінеральні й органічні, котрі поділяються на катіоніти штучного та природного походження [6].

Суть використання йонного обміну визначається будовою мінералізованих вод та найкращими умовами проходження процесів сорбції йонів, десорбції та перероблення сорбатів. Щоб вилучити мінеральні солі в іонообмінних процесах, спочатку на першій стадії використовують катіоніти, які знаходяться в кислій формі для вилучення катіонів, потім на другій стадії проходить сорбція хлоридів і сульфатів на аніоніти в OH^- формі. Частіше кислі розчини, які отримуються після катіонообмінних фільтрів, необхідно нейтралізувати на аніоніти, який перебуває в OH^- формі. З іншого боку, нам відомо, що при баромембранному опрісненні води з'являються концентрати із великим складом солей, які містять йони жорсткості, хлориди і сульфати. Такі методи перероблення розчинів, які мають у складі сульфати та йони жорсткості, обумовлюють використання дорогих високоосновних алюмінієвих коагулянтів. Для розчинів, які містять високий вміст хлоридів, такі методи неефективні. На сьогодні раціональним є дослідження процесів перероблення засолених концентратів із використанням аніонітів в основній формі [17].

Іоніти за знаком заряду йонів (іонообмінник), що змінюються на йони з розчину, поділяються на катіоніти (катіонообмінники) та аніоніти (аніонообмінники). Аніоніти обмінюються з розчином аніонами, катіоніти обмінюються з розчином катіонами. Амфотерні іоніти – це іоніти, які можуть мінятися як аніонами так і катіонами, ці іоніти називаються амфолітами.

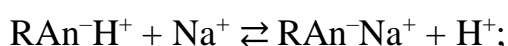
Іоніти складаються з каркасів (матриці). Каркас має позитивний або негативний заряд, який покриває заряд йонів протилежного знаку, у наслідок чого, іоніт являється електронейтральним. Йони іонообмінника, що покривають заряд каркасу та можуть

обмінюватись, називаються протиіонами. Можливість іоніту до обмінювання протиіонів на йони з розчину зумовлена можливістю протиіонів рухатися у границях каркасу.

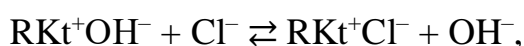
В складі іоніту крім протиіонів знаходяться ще й розчинник та розчинені речовини. В іоніті разом із обміном проходять процеси набухання, які можуть поглинати розчинник та адсорбція речовин, які розчинилися.

Хід йонного обміну на іонітах можна показати такими реакціями:

катіонний обмін:



аніонний обмін:



де R – каркас іоніту, що має йоногенну групу An^{-} або Kt^{+} і зумовлює заряд каркасу; H^{+} і OH^{-} – протиіони.

Так, як властивості іоніту залежать від природи його протиіону, то при характеристиці іоніту потрібно вказати, який йон є протиіоном. Наприклад, розглянемо, коли протиіонами якого небудь катіоніту є йони H^{+} , то можна сказати, що даний катіоніт буде розміщуватись у гідрогенній формі (H-формі). Розглянемо аніоніт, для якого протиіоном є хлорид-іон, то можна сказати, що даний аніоніт буде розміщуватись в хлоридній формі (Cl-формі).

Іонообмінні сорбенти відповідають таким вимогам: мають високу поглинаючу здатність; володіють вибірковою сорбцією стосовно до суміші речовин, яку потрібно розділити; повинні бути однорідними, ступінь дисперсності має бути достатньою, щоб надати необхідну швидкість сорбції і розміряного проходження розчину через колонку з певною швидкістю; повинні володіти обмеженим набряканням, нерозчинні в розчині, що хроматографують, а також повинні мати механічну міцність; виготовлення сорбентів повинно бути економним і раціональним [18].

Таким якостям іонітів відповідає багато різних синтетичних і природних речовин. Вугілля, синтетичні смоли, деякі мінеральні речовини - являються самими

важливими. Певні їх різновиди можуть володіти різними властивостями, які надають можливість застосувати іоніти в різних сферах діяльності.

Мінеральні іоніти.

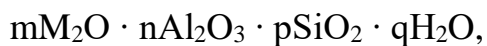
Кристалічні алюмосилікати - це природні мінеральні іоніти. Йони Силіцію (Si), які знаходяться у вузлах кристалічної ґратки алюмосилікатів, більш-менш ізоморфно заміщаються на йони Алюмінію (Al), і це веде до негативного заряду матриці, що покриваються позитивно зарядженими йонами Натрію (Na), Калію (K), Кальцію (Ca), Магнію (Mg), Барію (Ba) та Літію (Li).

Синтетичні неорганічні іоніти.

Існують дві групи синтетичних неорганічних іонітів - це гелеподібні пермутити та плавлені пермутити. Вони являють собою гідратовані штучні алюмосилікати, які дуже подібні за будовою до природних цеолітів.

Сплавлюючи суміші соди, польового шпату, каоліну і поташу, одержують плавлені пермутити. Плавлені пермутити дуже схожі з цеолітами, хоча мають неправильну структуру.

Загальна формула гелеподібних пермутитів має таку формулу:



де M – одновалентний йон металу.

Так як ємності поглинання високі (3 – 4 ммоль екв./г), пермутити використовують для знесолювання води, очищення розчинів від залишків, розподілу суміші речовин, а також видалення йонів з відходів підприємств.

Іоніти на основі вугілля.

Окремі види кам'яного вугілля, тверде буре вугілля та м'яке обладують ознаками слабкокислих іонітів, отже їх можуть використовувати навіть без спеціального оброблення. Основними групами являються карбоксильні групи гумінових складових, які рухаються Після оброблення розчинами натрій гідроксиду (NaOH), хлоридною кислотою (HCl), гелеподібне буре вугілля, жирне кам'яне та

блискуче буре вугілля, набувають гарних катіонообмінних властивостей, і там також присутні рухомі карбоксильні групи.

Проводячи сульфування антрацитів, бурого та кам'яного вугілля концентрованою сульфатною кислотою (H_2SO_4) дає можливість додавати у вугілля рухомі карбоксильні і сульфо-групи, що одержують в наслідок окиснення. Процес сульфування дає можливість проходженню реакції поліконденсації та перетворенню вугілля в гель. Отже, іоніти на базі сульфованого вугілля прямують за своїми властивостями до синтетичних органічних іонітів. Проте, сульфоване вугілля має менш визначені властивості, неоднорідну будову, малу хімічну стійкість, а саме до дії лугів. Для очищення води дуже широко застосовують сульфоване вугілля.

Іоніти на основі синтетичних смол.

Саме найкраще себе зарекомендували синтетичні органічні іоніти. Їх одержують методом полімеризації або поліконденсації мономерів. Найзручнішими в роботі проявили себе іоніти, які одержали на основі співполімеризації стиролу та дивінілбензену та стиролу. Дивінілбензен, який відіграє роль зшиваючого агенту, складає 9–10%. Під час набрякання ці смоли в не значно змінюють свій об'єм. Для розрахунку відсоток поперечних зв'язків у смолі найчастіше використовують масову частину дивінілбензену в полімеризаційній суміші. Розглянемо приклад. Сильнокислотний катіоніт КУ-2-8 у своєму складі містить 9% дивінілбензену. Змінюючи ступінь поперечного зшивання у полімерної смоли, можливо одержати іонообмінники з будь-якою селективністю. Додаткове зшивання підвищить механічну міцність, проте зменшить можливість до набрякнення.

У ході синтезу або шляхом оброблення одержаного полімеру вони отримують іонообмінні властивості. Каркас синтетичного іонообмінника зображено на рисунку 3.

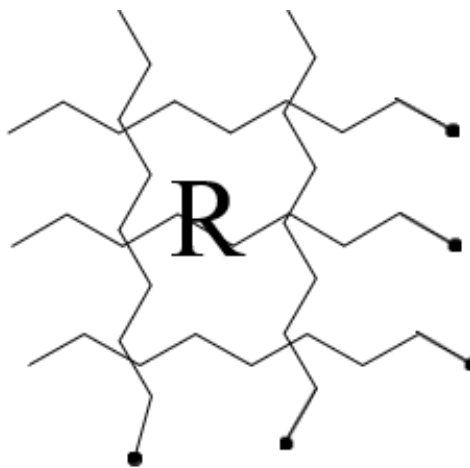


Рисунок 3 - Каркас синтетичного іонообмінника.

Сама матриця іоніту гідрофобна. Додавання фіксуєчих йонів означає додавання в гідрофобну матрицю гідрофільних груп, у зв'язку з цим матриця отримує можливість набрякати, при цьому смола змірюється в поліелектроліт. Для того, щоб її розчинити, необхідно порвати сильні С–С зв'язки. Отже, іоніти нерозчинні в будь-яких розчинах.

Отже, синтетичні іонообмінні смоли являються гелями поліелектролітів, які здатні до набрякання. Так, як в полімерній молекулі присутні поперечні зв'язки, то їх набряки незначні.

Як відомо, іонний обмін, зазвичай, відбувається в динамічних умовах. Розчин, що містить йони, які замінюються, пропускають через колонку з іонітом. Іонний обмін може проходити в статичних умовах. Для цього наважку іоніту переносять у розчин, що містить йони, які замінюються, струшують та видержують до абсолютного обміну.

2 Об'єкти та методи досліджень

2.1 Методи знесолення води

2.1.1 Знесолення води методом фільтрації крізь зернисте завантаження

Під час розроблення і впровадження технології очистки багатоконпонентних вод, як описується в роботі [19 .] з підвищеним вмістом заліза (Fe), марганцю (Mn) та кремнію (Si) одержано фільтруюче завантаження на основі гранул полімеру з покриттям з залізо-марганцевих конкрецій.

Дослідження проводилися на таких приладах: фотоколориметри КФК-2МП та IV моделі AQ4000 - Thermo Orion AQUAfast; вимірювач окисно-відновлювального потенціалу HANNA HI 98121; вимірювач водневого показника рН – рН 150М; мікроскоп – МУ; рентгенофлуоресцентний спектрометр ElvaX компанії "Елватех".

Фотоколориметр Thermo Orion AQUAfast IV моделі AQ4000 наведено на рисунку 4.



Рисунок 4 - Фотоколориметр Thermo Orion AQUAfast IV моделі AQ4000.

Фотоколориметр КФК-2МП наведено на рисунку 5



Рисунок 5 - Фотоколориметр КФК-2МП

Рентгенофлуоресцентный спектрометр ElvaX наведено на рисунку 6.



Рисунок 6 - ElvaX рентгенофлуоресцентный спектрометр.

Одержані під час очистки вихідної води модифіковані гранули фільтруючого завантаження наведені на рисунку 7.

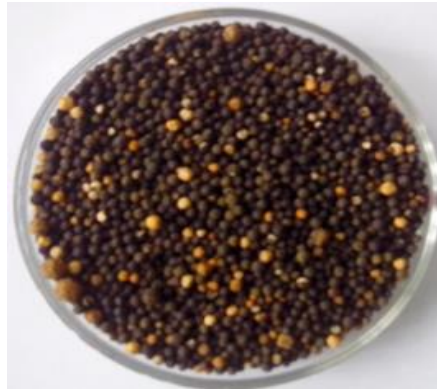


Рисунок 7 - Одержані під час очистки вихідної води модифіковані гранули фільтруючого завантаження

Полімерні гранули фільтруючого зернистого завантаження, покриті специфічною темно-коричнево-чорною плівкою, імовірно з вищих оксидів марганцю, і жовто-рудюю плівкою з Fe_2O_3 , яка сформувалася при зневодненні $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Для визначення металів, які входять в склад плівки, застосований неруйнівний метод рентгенофлуоресцентної спекторметрії за допомогою спектрометру ElvaX.

Спектрограма, що отримана за допомогою спектрометру ElvaX наведена на рисунку 8.

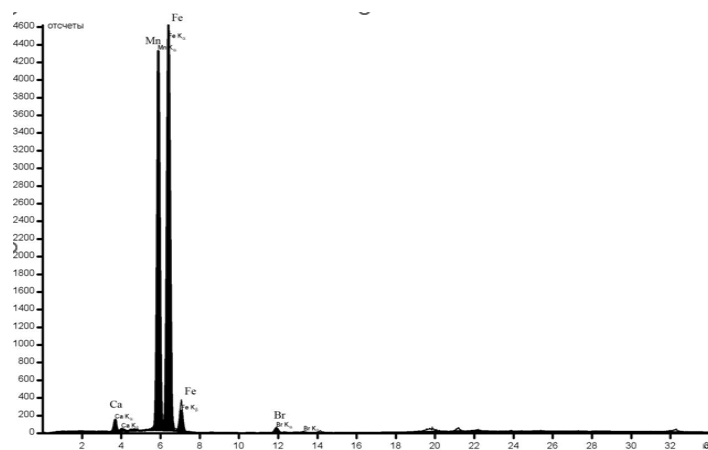


Рисунок 8 - Спектрограма, отримана за допомогою спектрометру ElvaX

На спектрограмі є два великі піки заліза (Fe) та марганцю (Mn), та наявні невеликі піки кальцію (Ca) і бромю (Br).

Для визначення числових характеристик заліза (Fe), марганцю (Mn) зроблено їх вилуговування з гранул фільтруючого завантаження та визначення їх концентрацій фотометричним методом.

Аналізуючи вихідну підземну воду, згідно з Чарним Д. В. та Черновою Н. М., з сьогоденної точки зору як багатоконпонентну систему рівноважного термодинамічного стану, може бути формалізована у виді комплексу окисно-відновлювальних реакцій її складових при різних умовах та представлена у координатах Eh-pH полів стабільності тих чи інших її складових, що допускає змоделювати вихідну воду і розкрити найкращі з економічної точки зору фактори, які спроможні вивести проходження циклу з рівноважного стану і досягнути переміщення розчинних складових у нерозчинні фази.

Ґрунтуючись на такому підході була впроваджена технологічна схема без корегування pH, безреагентної очистки багатоконпонентних підземних вод з підвищеним вмістом розчинних сполук заліза (Fe), марганцю (Mn), кремнію (Si) та сірководню (H_2S). Під час очистки води на гранулах фільтрувального завантаження отримана каталітична плівка з вищих оксидів марганцю (Mn).

Автори Чарний Д. В. та Чернова Н. М. вказують, що можливо стверджувати про досягнення комплексного біо-фізико-хімічного проходження очистки багатоконпонентних підземних вод з мінімальними економічними, будівельними та експлуатаційними витратами.

2.1.2 Знесолення води методом фільтрації крізь завантаження пінополістиролом

Фільтри з пінополістирольним завантаженням.

При безреагентному освітленні поверхневих вод (для виробничого водопостачання) та реагентному (для питного та виробничого водопостачання) рекомендується застосовувати крупнозернисті очисники з плаваючою фільтруючою пінополістирольною засипкою (ПФПЗ) [20].

Плаваючі фільтруючі пінополістирольні засипки (ПФПЗ) можуть працювати як порізнені спорудження в схемах одноступінчастої очистки, так і в якості споруд попереднього освітлення води в схемах двоступінчастої очистки.

Для завантаження плаваючої фільтруючої пінополістирольної засипки радиться використовувати спінений полістирол марки ПСВ опісля його відмивки. Для виробничого водопостачання потрібно (ПФПЗ) промивати протягом від 0,5 год до 1 год у вихідній воді, для питного водопостачання (ПФПЗ) промивають протягом не менше ніж 10 год у холодній проточній питній воді.

За конструкцією плаваючу фільтруючу пінополістирольну засипку (ПФПЗ) поділяють на очисники з висхідним фільтраційним потоком (ФПЗ-1, ФПЗ-2) та очисники о з низхідним фільтраційним потоком(ФПЗ-3, ФПЗ-4).

Промивка плаваючої фільтруючої пінополістирольної засипки ФПЗ-1, ФПЗ-3, ФПЗ-4 ведеться низхідним потоком чистої води, яка знаходиться в надочисниковому просторі.

При використанні конструкційних систем ФПЗ-3, ФПЗ-4 для підготовки питної води, з ціллю забезпечення санітарно-гігієнічних вимог промивки засипки, необхідно визначати додатковий трубопровід для надходження очищеної води в надочисниковий простір.

Втрати напору на фільтруючу пінополістирольну засипку, в залежності від схеми фільтрування, радять брати не більше ніж: з низхідним фільтраційним потоком - від 1,99 м до 2,49 м; з висхідним фільтраційним потоком - 1,49 м.

Над поверхнею засипки висота пласту води повинна бути не менш ніж: під час фільтрації - 0,5 м, в кінці промивання - 0,1 м.

В надчисниковому просторі висоту пласту води, що застосовують для промивки засипки, потрібно визначати розрахунком.

В залежності від продуктивності станції площу одного очисника (з економічних та конструктивних міркувань) радять приймати:

при $Q_{\text{доб.корисн.}} = 10000-100000 \text{ м}^3/\text{добу}$, f від 25 м^2 до 50 м^2 ; $Q_{\text{доб.корисн.}} = 1000-10000 \text{ м}^3/\text{добу}$, f від 16 м^2 до 25 м^2 ; $Q_{\text{доб.корисн.}} < 1000 \text{ м}^3/\text{добу}$, f від 4 м^2 до 16 м^2 .

Обрання конструкції фільтруючої пінополістирольної засипки потрібно брати на підставі технологічних дослідів в залежності від: фазово-дисперсного стану домішок, які виділяються з води, застосування підготовки води, висоти схеми станції тощо.

Початкові данні для попередніх розрахунків фільтруючої пінополістирольної засипки різних конструкцій радять приймати за таблицею нижче. На станції загальну кількість очисників радять приймати: для питного водопостачання при підготовленні води за реагентною схемою - не менше ніж чотири; за безреагентною схемою - не менше ніж два.

Якщо при форсованому розпорядку розрахункова швидкість фільтрації V_f більшає ніж на 20 %, варто площу для фільтрації збільшувати на 15 %.

Технологічні параметри фільтруючого пінополістирольного завантаження при фільтруванні природних вод наведено в таблиці 1.

Таблиця 1- Технологічні параметри фільтруючого пінополістирольного завантаження при фільтруванні природних вод

Конструкція фільтра	Характеристика фільтруючого шару			Режим фільтрування				Режим промивання		
	тип завантаження	діаметр гранул, мм	товщина шарів, м	Вміст завислих речовин у воді, мг/дм ³		швидкість фільтрування при нормальному режимі, м/год	тривалість мінімальна фільтроциклу	інтенсивність, л/(с·м ²)	тривалість, хв	відносне розширення завантаження, %
				вихідний	у фільтраті					
Реагентне контактне фільтрування для питного водопостачання										
ФПЗ- 1	Одношарове однорідне	1,0-1,5	1,0	100	1,5	6-7	8	12-15	3-4	40
ФПЗ-3	Одношарове	1,0-4,0	1, 2	150	1,5	4-5	8	10-12	3-4	50
ФПЗ-4	неоднорідне	0,5-4,0	1,4	250	1,5	8-10	10	10-12	3-4	50
Знезалізнєння підземних вод після спрощеної аерації										
ФПЗ-4	Одношарове неоднорідне	0,5-4,0	1,2	(10,0)	(0,3)	12-10	24	10-12	3-4	40
Безреагентне об'ємне фільтрування для питного водопостачання										
ФПЗ-1	Одношарове	0,5-2,0	0,8	100	1,5	0,8-1,2	8	10-12	3-4	50
ФПЗ-2	двошарове	1 ярус 1,0-2,0	0,7	250	1,5	1,2-1,5	8*	10-12	3-4	50
ФПЗ-4	Одношарове	2 ярус 0,5-1,0	1,2	500	1,5	2,0*	10*	10-12	3-4	50
Безреагентне об'ємне фільтрування для питного водопостачання										
ФПЗ-4	Одношарове	0,8-1,0	1,4	500	10-15	5,0	8*	15	4-5	50

При припливі фільтрату переважає витрату води на промивку очисника (за умов забезпечення розширення пінополістирольної засипки) від працюючих у блоці очисників, то приймати не менше ніж 0,6 м.

Для фільтруючої пінополістирольної засипки ФПЗ-3, ФПЗ-4 у надочисному просторі висоту шару води радять приймати більш ніж сумарні граничні витрати напору у завантаженні у кінці фільтроциклу, які дорівнюють 1,49 м - 1,99 м.

Очисники для оброблення води різняться як конструктивними ознаками, так і засипками з різноманітних фільтруючих матеріалів, що включають такі, які мають густину меншу за густину води (плаваючі). Частіше у очисниках застосовують вертикальний напрям руху води через фільтруючу засипку: знизу доверху або зверху донизу. Недоліком таких технологічних схем фільтрації є обмеження швидкості фільтрування (при схемі руху води зверху донизу), та зменшення терміну захисної дії засипки (при схемі руху води знизу доверху).

Забезпечує збільшення часу захисної дії очисника та дозволяє застосовувати прийнятні швидкості фільтрування схема горизонтального фільтрування, через пакет легких пінополістирольних засипок завдяки можливості комбінування послідовності розташування секцій фільтруючої засипки з різною зернистістю зерен [21].

З ціллю розрахунку головних параметрів роботи очисника з плаваючою пінополістирольною засипкою Литвиненко Л. Л., Вижевська Т. В. при горизонтальному русі води виконали експериментальні дослідження по фільтруванню природної води при її пом'якшенні. Досліджувалося фільтрування води через шари плаваючого пінополістирольного завантаження (пакети), з завантаженням різного діаметру та крупності зерен, як без попереднього освітлення води шляхом відстоювання, так і при попередньому освітленні.

Для засипки очисника використано пінополістирол з діаметром зерен у діапазоні від 1,0 до 2,0 мм. Визначальним фактором при пом'якшенні води у випадку горизонтального її руху крізь фільтруючу пінополістирольну засипку є товщина/висота фільтруючого шару, що і визначає продуктивність фільтра та швидкість фільтрації. Дослідження фільтрування води через поверхню пінополістирольної засипки вели при фіксованій величині товщини фільтруючого шару 0,5 м.

Під час досліджень контролювалися показники якості води, що подавалася на пінополістирольну фільтруючу засипку, та показники фільтрату: загальна кальцієва жорсткість, жорсткість, каламуть, лужність та водневий показник рН. Всі ці показники повинні були бути в межах норм стандарту на питну воду.

Паралельно робився контроль параметрів роботи окремих елементів схеми пом'якшення: швидкість фільтрування, дози реагенту, втрати напору у фільтруючому шарі.

Для порівняння результатів в пробах води, що досліджувалися, спочатку було виконано пом'якшення (введена речовина, схильна до сприйняття магнітних часток: магнітосприйнятлива речовина – МСР). МСР використовувалася як реагент, який забезпечує утворення луку для коригування активної реакції середовища, та створення нерозчинних сполук солей жорсткості. Початкова величина жорсткості води становила від 5,0 до 8,0 мг-екв/дм³, кінцева від 1,0 до 2,0 мг-екв/дм³, вміст солей жорсткості (завислих пластівців нерозчинних сполук) при попередньому освітленні від 0,01 до 0,03 г/дм³, при відсутності освітлення від 0,08 до 0,1 г/дм³.

Литвиненко Л. Л. та Вижевська Т. В., як результати досліджень побудували графіки залежності ефективності фільтрування при попередньому освітленні від довжини горизонтального пінополістирольного фільтруючого завантаження при крупності гранул пінополістиролу від 1,0 до 2,0 мм та швидкості фільтрування від 5,0 до 15,0 м/год (при повторюваності дослідів 3 при кожному значенні швидкості).

Ефективність очистки по довжині фільтруючого шару діаметром гранул пінополістиролу 1-2 мм при попередньому освітленні, при швидкостях фільтрування крізь пінополістирольне фільтруюче завантаження: 1 – 5,0 м/год; 2 – 10,0 м/год; 3 – 15,0 м/год наведено на рисунку 9.

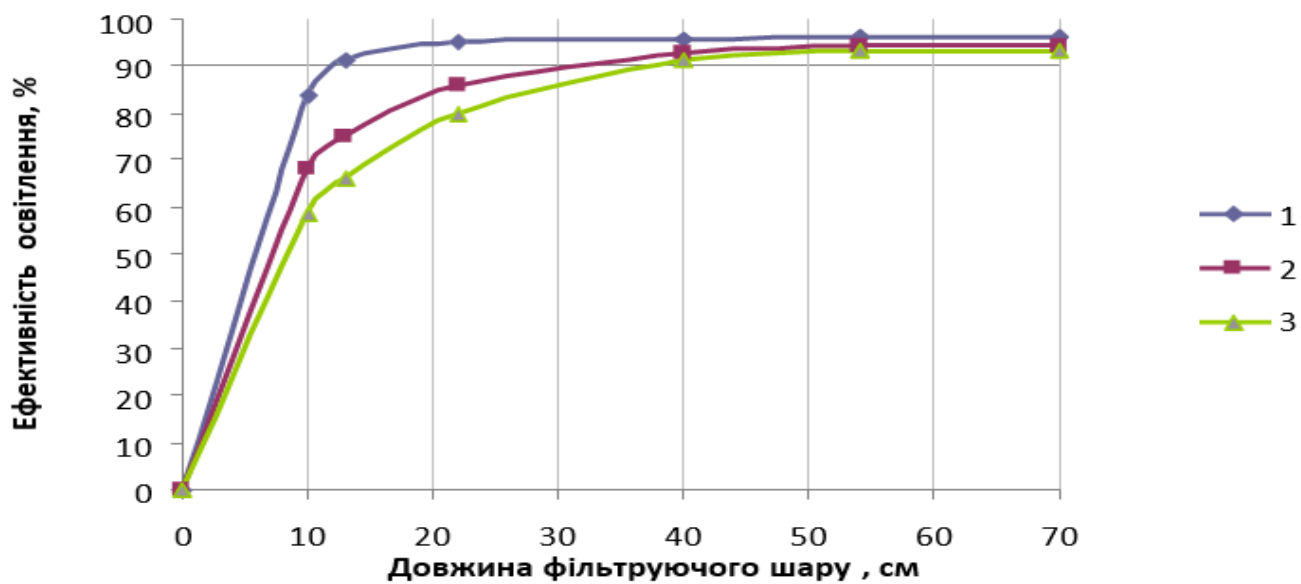


Рисунок 9 - Ефективність очистки по довжині фільтруючого шару діаметромгранул пінополістиролу 1-2 мм при попередньому освітленні, при швидкостях фільтрування крізь пінополістирольне фільтруюче завантаження: 1 – 5,0 м/год; 2 – 10,0 м/год; 3 – 15,0 м/год

Дивлячись на сумарні висновки, що для технології з попереднім освітленням і без попереднього освітлення, вказують про те, що довжина фільтруючої засипки ефективно діє на хід методу тільки при значеннях – від 20,0 до 50,0 см, отже її можна приймати в межах від 50,0 до 60,0 см.

Дослідженнями Литвиненко Л. Л. та Вижевської Т. В. встановлена корисна тривалість фільтроциклу, яка позначалась на момент початку винесення завислих пластівців осаду з фільтруючого шару пінополістирольної засипки. У ході фільтрації позначався момент з'яви каламуті в пробах води, що досліджувалася. Контроль якості фільтрату проводився шляхом перевірки залишкової жорсткості.

Ефективність очистки по довжині фільтруючого шару діаметром гранул від 1 до 2 мм без попереднього освітлення при швидкостях фільтрування крізь пінополістирольне фільтруюче завантаження: 1 – 5,0 м/год; 2 – 10,0 м/год; 3 – 15,0 м/год наведено на рисунку 10.

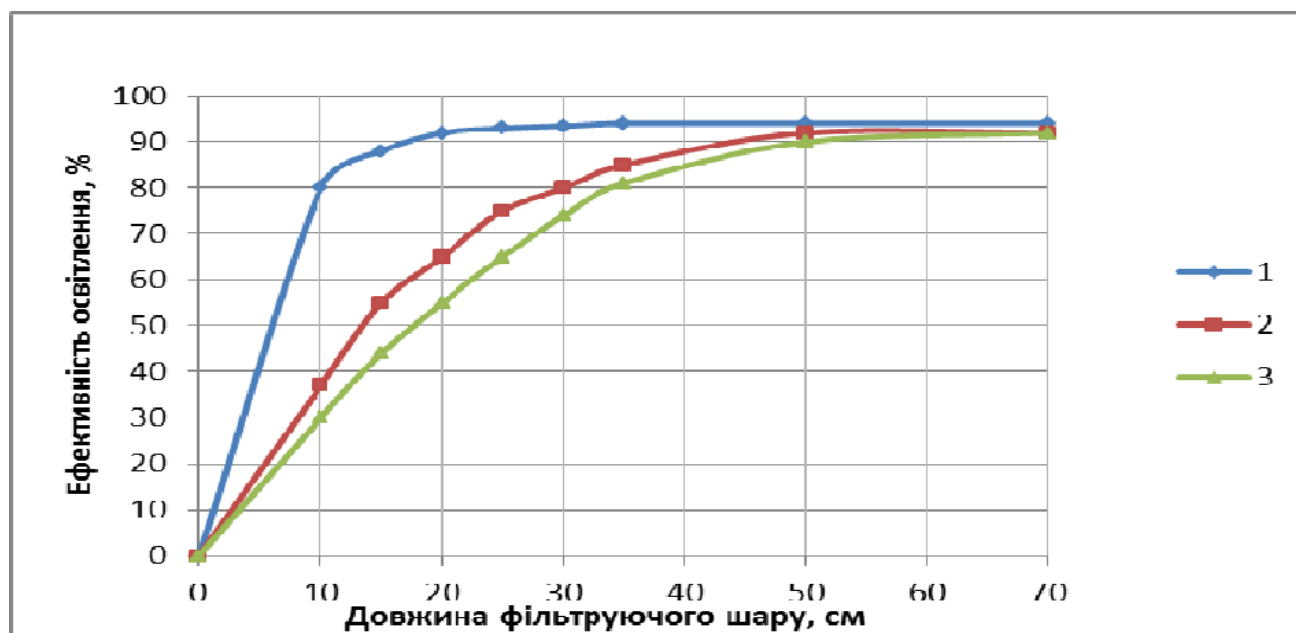


Рисунок 10 - Ефективність очистки по довжині фільтруючого шару діаметром гранул від 1 до 2 мм без попереднього освітлення при швидкостях фільтрування крізь пінополістирольне фільтруюче завантаження: 1 – 5,0 м/год; 2 – 10,0 м/год; 3 – 15,0 м/год

Знайдені визначення, як для технології з попереднім освітленням, так і без освітлення, свідчать про те, що довжина пінополістирольного фільтруючого завантаження впливає на ефективність процесу лише при малих значеннях – від 20,0 до 50,0 см, отже її можна приймати в межах від 50,0 до 60,0 см.

Із висновків, зроблених Литвиненко Л.Л., Вижевської Т.В. горизонтальне фільтрування крізь плаваюче пінополістирольне завантаження у технологічних схемах пом'якшення природних вод дозволяє забезпечити високу ефективність очистки при збільшенні швидкості фільтрування та тривалості захисної дії очисника.

Для проведення знезалізнення води застосовують безреагентний спосіб очистки (фільтрація та спрощена аерація), адже він набагато простіший та дешево коштує при значеннях початкової води: водневий показник рН - не менше 6,69; лужність – не менше 1 мг-екв/ дм³; перманганатна окиснюваність – не перевищує 9,49 мг О₂/ дм³; кількість тривалентного заліза Fe(III) – не перевищує 10% від загальної кількості заліза Fe_{заг}; кількість СО₂ ≤ 79,9мг/ дм³ і Н₂S ≤ 2 мг/ дм³.

Метод, що пропонується Орловим В. О., Мартиновим С. Ю., Корнійчуком К. С., базується на можливості води, яка вміщає двовалентне залізо Fe(II) та розчинений кисень, при фільтруванні крізь зернистий шар пінополістирольного завантаження виділяти залізо Fe (III) на поверхні зерен фільтрувального завантаження, формувати каталітичну плівку з іонів та оксидів дво- Fe(II) і тривалентного Fe(III) заліза. Ця плівка активно прискорює процес окиснення та виділення заліза Fe з води. Знезалізнення води в фільтрувальній засипці, яка покрита плівкою, є автокаталітичним гетерогенним процесом, при цьому забезпечується неперервне оновлення плівки як каталізатора при роботі фільтру. Брак спеціальних аераційних пристроїв та контактних ємностей полегшує експлуатацію та знижує вартість очистки. Даний метод очищення води від заліза (Fe) може бути застосованим, як в напірному, так і в безнапірному режимі, у відповідності до продуктивності установки [22].

На якість знезалізнення істотний вплив має різновид фільтруючого завантаження, на сучасному етапі себе зарекомендували фільтри з плаваючим пінополістирольним завантаженням. Пінополістиролу притаманні гарна хімічна стійкість та механічна міцність, він є довговічним в умовах технологічного використання очисника.

Як доводять Орлов В. О., Мартинов С. Ю., Корнійчук К. С., безнапірні схеми знезалізнення води з пінополістирольним завантаженням доказали свою результативність на практиці. Але, в індивідуальних схемах очищення води потребують додатково встановлювати накопичувач води, що очистилася, та

спеціально винесення насосу на визначену висоту, що піднімає вартість системи фільтрування.

Орловим В. О., Мартиновим С. Ю., Корнійчуком К. С., проведено ряд дослідів по знезалізненню води на пінополістирольному завантаженні в безнапірному та напірному режимах фільтрування.

При безнапірному режимі фільтрування водопровідна вода попадала в бак постійного рівня по трубопроводу. По трубочках в бак постійного рівня подавали розчин сірчанокислового заліза (FeSO_4) та вапна (CaO). Далі розчин для досліджень, при визначеній швидкості, поступав в повітря відділювач, а потім, по трубопроводу, попадав у спеціальну очисну колону, де фільтрувався крізь пінополістирольне фільтрувальне завантаження. Вода, що очистилася накопичувалася у промивному баку, звідки відводився фільтрат.

Очисник при напірному режимі фільтрування був виконаний герметично, промивний бак спеціально був зняряджений вантузом, щоб випускати повітря, розчин для досліджень подавався під напором, а на трубопровід відведення фільтрату був поставлений вентиль для регулювання швидкості фільтрування.

Воду відбирали через спеціальний відбірник, який був розташований таким чином, щоб вода відходила в центральній частини колони і не забирала пристінкові потоки. Кількість води, яка відбиралася за допомогою відбірників проб не перевищувала 5% від загальної витрати, що проходила через пінополістирольне завантаження.

Під час досліджень від 0,5 до 1,0 год визначалися втрати напору в колоні, швидкість фільтрування, вміст заліза у вихідній воді та фільтраті. З інтервалом від 2 до 3 год визначали значення водневого показнику рН розчину для досліджень та фільтрату.

В режимі безнапірного фільтрування діапазон швидкостей, що досліджували, становив від 5 до 14 м/год, вхідна концентрація заліза приймалася $[\text{Fe}_{\text{вх}}]=1,0; 1,5; 2,0$

мг/дм³. Час фільтроциклу становила ≤ 8 год.

При напірному режимі діапазон швидкостей становив від 3 до 14м/год, вхідна концентрація заліза $[Fe_{вх}]$ при цьому приймалася $[Fe_{вх}] = 1,0; 1,5; 2,0$ мг/дм³. Час фільтроциклу становила від 10 год і більше.

Параметри фільтрувальні засипки в обох режимах були аналогічним.

Графік залежності концентрації заліза (Fe) у фільтраті від часу фільтрування наведено на рисунку 11.

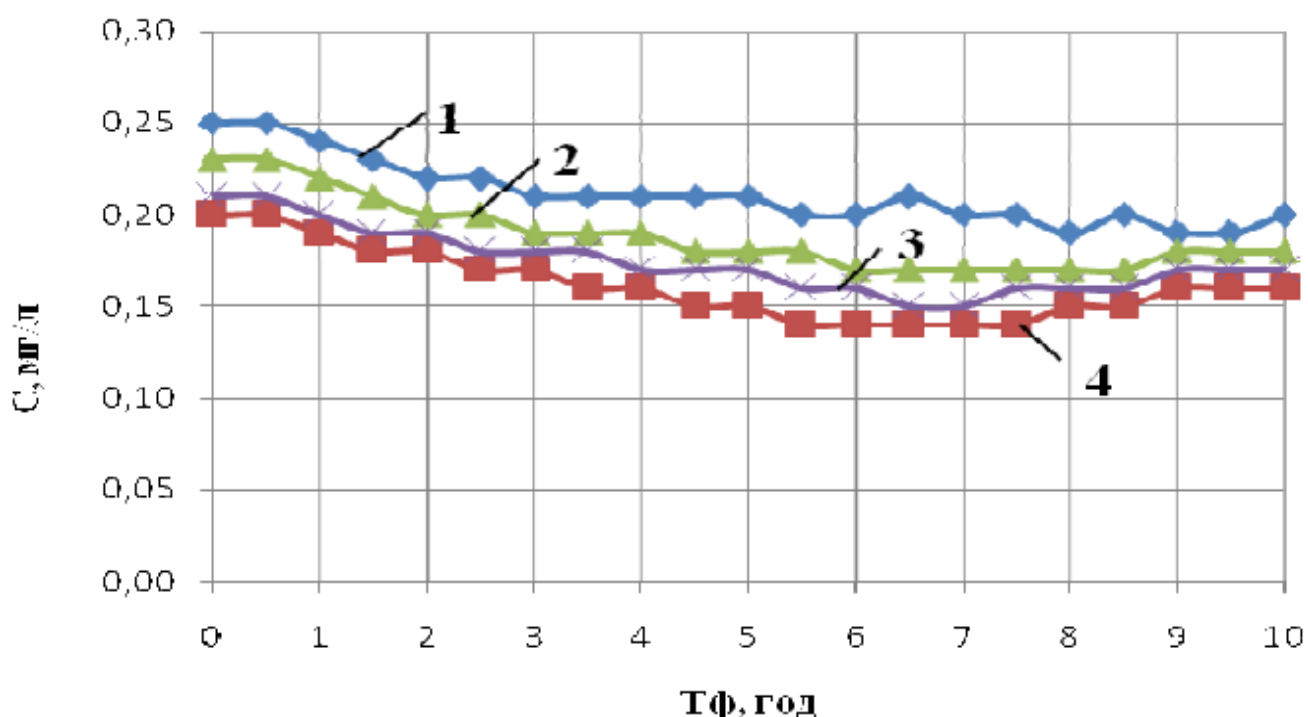


Рисунок 11 - Графік залежності концентрації заліза $[Fe_{вх}]$ у фільтраті від часу фільтрування: 1 – $[Fe_{вх}] = 2,0$ мг/л, $V = 8$ м/год; 2 – $[Fe_{вх}] = 1,5$ мг/л, $V = 11$ м/год; 3 – $[Fe_{вх}] = 2,0$ мг/л, $V = 10$ м/год; 4 – $[Fe_{вх}] = 1,0$ мг/л, $V = 14$ м/год

На рисунку крива 1 являє собою безнапірний режим, криві 2, 3 та 4 – являють напірний режим. Із кривої 1 слідує (безнапірний режим) - при концентрації заліза $[Fe_{вх}]$ на вході 2,0 мг/л та при швидкості фільтрування 8 м/год (безнапірний) режим, вміст заліза $[Fe_{вх}]$ у фільтраті перевищує норму. Але при напірному фільтруванні

якість фільтрату за вмістом заліза $[Fe_{ВХ}]$ відповідає нормі навіть при швидкості фільтрування 10м/год (крива 3).

Графік залежності втрат напору від тривалості фільтрування наведено на рисунку 12 .

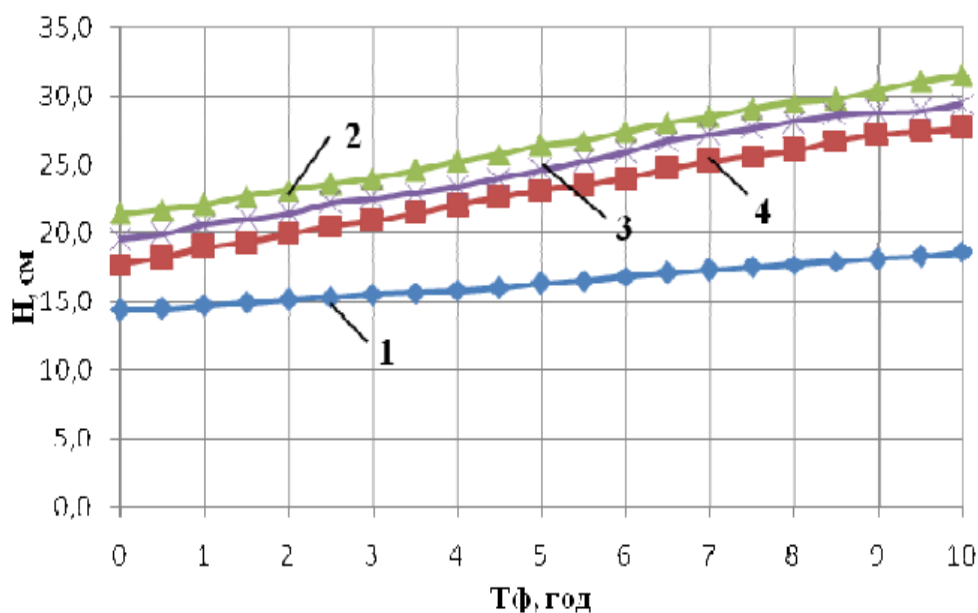


Рисунок 12 - Графік залежності втрат напору від часу фільтрування: 1 – $[Fe_{ВХ}] = 2,0$ мг/л, $V = 8$ м/год; 2 – $[Fe_{ВХ}] = 1,5$ мг/л, $V = 11$ м/год; 3 – $[Fe_{ВХ}] = 2,0$ мг/л, $V = 10$ м/год; 4 – $[Fe_{ВХ}] = 1,0$ мг/л, $V = 14$ м/год

Швидкість приросту втрат напору (безнапірний режим) (крива 1) менший в порівнянні з напірним (криві 2, 3 та 4) і становлять відповідно 0,4 см/год та 1,0 см/год. Різний темп приросту втрат напору пояснюється меншою результативністю знезалізнення води в безнапірному режимі та меншою початковою пористістю фільтрувального завантаження при фільтруванні в напірному режимі.

Для зіставлення змінення якості складу фільтрату з часом фільтрування були проведені фільтроцикли зі швидкістю 14м/год, при вхідній концентрації $1,0$ мг/дм³, для безнапірного та напірного режимів фільтрування.

Час фільтрування становив 18,5 год.

Графік залежності концентрації затриманого заліза $[Fe_{BX}]$ від часу фільтрування при $V=14$ м/год, $[Fe_{BX}]=1,0$ мг/л наведено на рисунку 13.

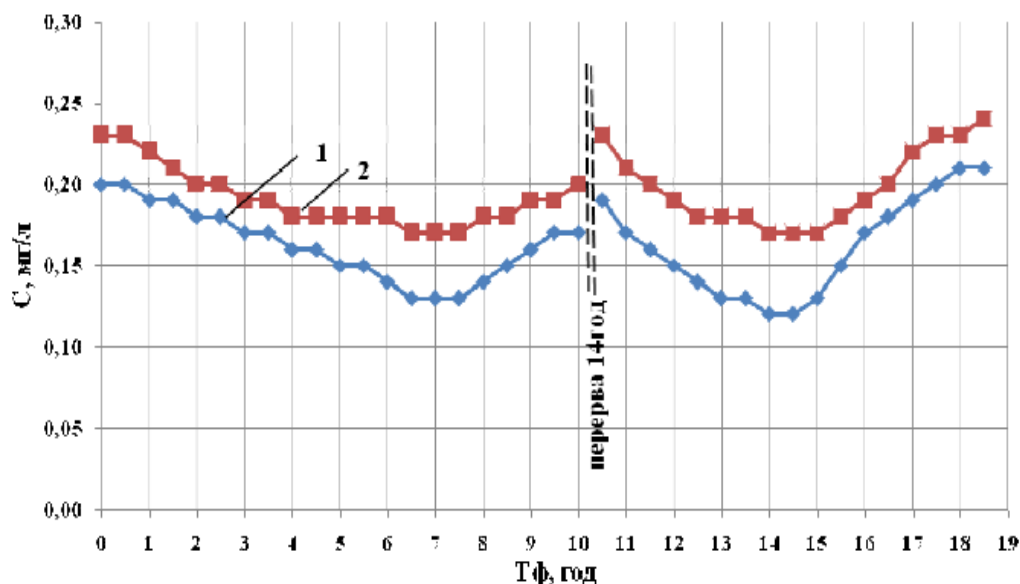


Рисунок 13 Графік залежності концентрації затриманого заліза (Fe) від часу фільтрування при $V=14$ м/год, $[Fe_{BX}]=1,0$ мг/л: 1 – напірний режим; 2 – безнапірний режим фільтрування

Ефект очищення з висотою засипки представлений на рисунку 14.

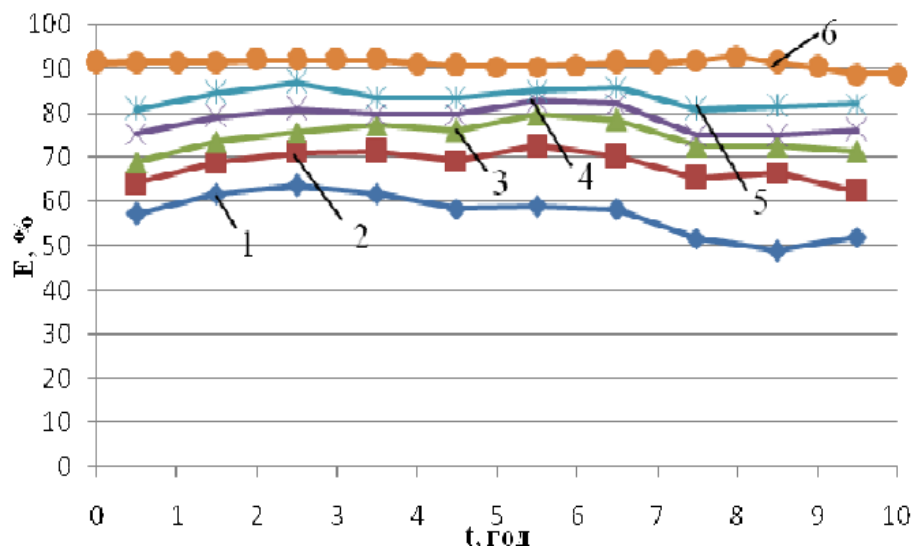


Рисунок 14 - Графік залежності результату очистки від часу фільтрування по висоті пінополістирольного фільтрувального завантаження: 1 – 20 см; 2 – 40 см; 3 – 60 см; 4 – 80см; 5 – 100 см; 6 – фільтрат.

Значна частина забруднень затримується в перших шарах пінополістирольного

фільтрувального завантаження, а середній ефект очистки в них становить 56,9-51,7%.

У своїй праці Орлов В. О., Мартинов С. Ю., Корнійчук К. С., доводять, що при використанні напірного розпорядку підвищений тиск вбезпечує кращу розчинність кисню, що покращує окислення двовалентного заліза Fe(II). Зі збільшенням тиску виникає невеличке стискання пінополістиролу, що позитивно впливає на результативність знезалізнення води. Це дає можливість знезалізнювати воду на напірних фільтрах з більшими швидкостями порівняно з безнапірним фільтруванням крізь фільтрувальне пінополістирольне завантаження, забезпечуючи при цьому нормативну якість фільтрату.

Підвищення безпечності та спрощення експлуатації роботи водоочисних фільтрів забезпечується автоматизаційним керуванням процесів їх роботи. Досвід використання гідроавтоматичних водоочисних фільтрувальних систем показав визначний техніко-економічний результат особливо при використанні фільтрів з пінополістирольним завантаженням, які запропоновані в Українському інституті інженерів водного господарства (зараз Національний університет водного господарства та природокористування) В.Г.Ільїним, С.І.Морозом, І.А.Гетьманом (авторське свідоцтво 192756/1043439 від 15 грудня 1965 року “Фільтр для очищення води”) [23].

На першій стадії дослідження використовували очисники з піщаним завантаженням, що мали систему нескладної аерації, сифон промивний з гідрозатвором, баком промивним та механічним клапаном. Ці системи були складні за конструкцією і не надійні через перспективи відмови механічного клапана. Система гідроавтоматики значно упростилася при заміні піщаного очисника на пінополістирольний відмовившись від механічного клапана.

Згідно з Орловим В.О., Зощуком В.О., Яцуновим С.О. метою досліджень було скоротити тривалість “зарядки” сифона, що промивається під час включення установки в режим промивання та скорочення до мінімуму затрат води на власне використання установкою, опрацювання методів розрахунку гідроавтоматичних

установок із врахуванням пульсаційної сили промивки, витрат води, швидкості фільтрування, конструктивних особливостей установки.

Автори дослідження проводили на розробленому експериментальному пристрої, до складу якого входив пінополістирольний очисник діаметром 200 мм, відділювач повітря, з різними типами гідрозатворів, промивний сифон, систему бачків з досліджуваними розчинами, які дозволяли моделювати хід знезалізнення води з різними якісними та кількісними характеристиками води. Одержані результати досліджень з порівнянням умов зарядження сифону, що промивається без імпульсної трубки та з імпульсною трубкою наведені нижче.

При досягненні допустимих втрат напору, у випадках без імпульсної трубки та з імпульсною трубкою, розпочинається пульсація води на виході із імпульсного сифона, що більшає з часом, але швидкість фільтрації помаленьку зменшується. При досягненні визначених значень витрат розпочинається промивання, посилення промивання спочатку більша, а потім поступово зменшується до кінця промивки. Такий алгоритм відзначався в усіх дослідах із різною стрімкістю фільтрації.

Із прискоренням швидкості, в пристроях без імпульсної трубки та з імпульсною трубкою, позначались менші витрати води на потреби пристрою та скоріше заряджався сифон, що промивається, при цьому зарядка проходила скоріше без імпульсної трубки. Із прискоренням швидкості фільтрації, зменшується час звичного порядку фільтрації. Отже, швидкість фільтрації під час пульсації в середньому убиває на 3 - 4%.

Гістограма (графік) зміни часу пульсації від стрімкості фільтрації наведений на рисунку 15. З графіка бачимо, що час пульсації збивляється при більш великих швидкостях фільтрації, чим більш велика швидкість фільтрації, тим менший час пульсації. На час пульсації діє висота імпульсного сифона. Під час досліджень установлювалась неоднакова висота гідрозатвора, та при однакових умовах фільтрації встановлювався час пульсації і розходи води на власні потреби. Тривалість

зарядки сифона підпорядкована висоті підняття гідрозатвора, але, чим нижча стрімкості фільтрування, тим тривалість фільтроциклу довший.

Графік зміни часу пульсації від стрімкості фільтрування наведено на рисунку 15.

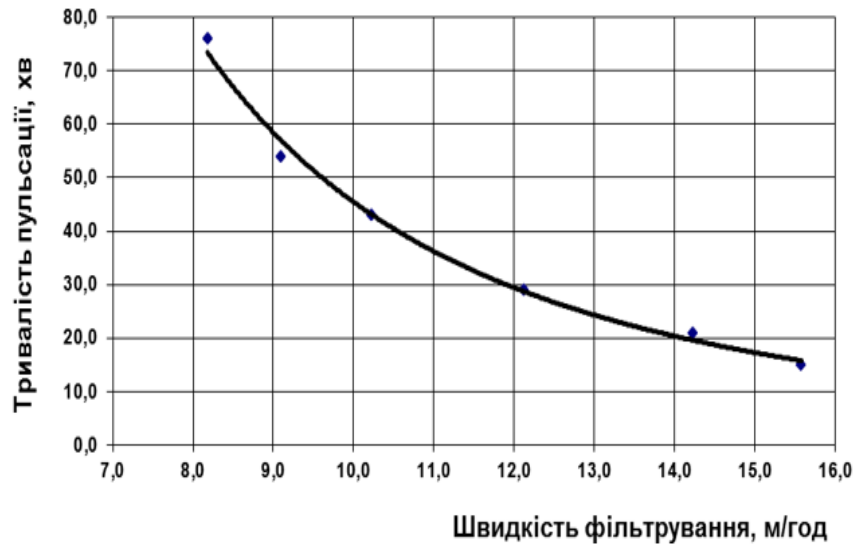


Рисунок 15 - Графік зміни часу пульсації від стрімкості фільтрування.

Графік залежності часу пульсації від висоти гідрозатвора наведено на рисунку 16.

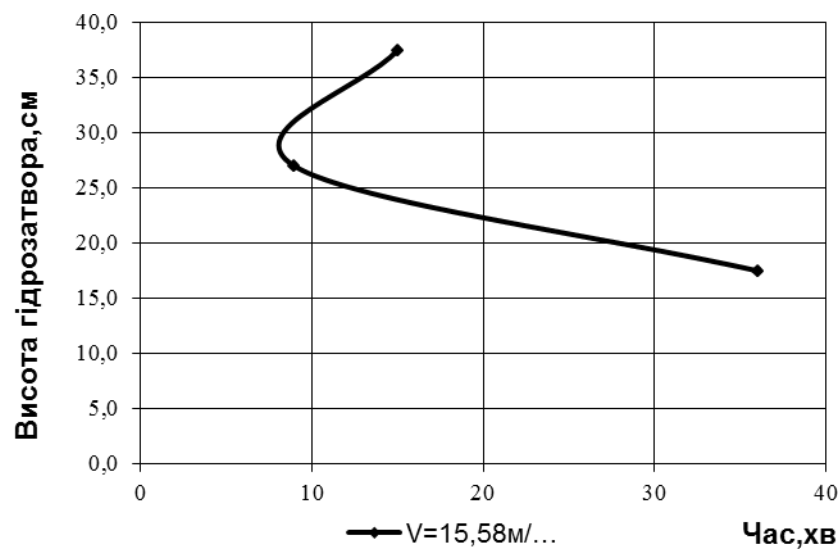


Рисунок 16 - Графік залежності часу пульсації від висоти гідрозатвора

При рівних висотах гідрозатвора, але різній стрімкості фільтрації, кінцеві витрати напору, при яких фільтрувальний пристрій переходить в режим промивання, будуть однакові.

Час пульсації буде довший при меншій стрімкості фільтрації. Час промивання фільтрувального завантаження при різних стрімкостях фільтрації була однаковою і проходила від 6 до 8 хвилин. Під час пульсації втрати води, при перерахуванні на потужність промивання, були незначні і становили від 0,1 до 0,3 $\text{дм}^3/\text{см}^2$. Потужність досягає максимального значення на початку промивання, а потім понижується.

Середня потужність промивки фільтрувального завантаження від 9 до 4 $\text{дм}^3/\text{см}^2$. Час пульсації в середньому складає від 0,2 до 1 год і зменшується із збільшенням стрімкості фільтрування. Таким чином, оптимальною висотою гідрозатвора можна вважати висоту від 27 до 28 см.

У своїй роботі Орлов В.О., Зошук В.О., Яцунов С.О. роблять висновки, що гідроавтоматичні пристрої з пінополістирольним очисним завантаженням можуть робити з різними видами гідрозатворів і пристроїв для збільшення стрімкості приросту рівня води в повітрявідділювачі.

2.2 Інноваційні методи знесолення води

2.2.1 Знесолення води методом електролізу високомінералізованої води з великою жорсткістю у електролізері з іонними мембранами

На сьогоднішній день при демінералізації води у шахтах поруч з реагентними способами, що пропонуються використовувати при видаленні з води сульфатів, баромембранними та іонообмінними методами широко застосовуються способи електродіалізу. Здебільшого процеси електродіалізу відбуваються у розчинах, що очищені від іонів жорсткості, або коли концентрація у цих розчинах невелика. За присутності у воді іонів жорсткості у високих концентраціях використовують

електролізери з двома аніонними мембранами [24].

При проведенні досліджень було вивчено процеси електролізу розчинів Р1 з високою жорсткістю у трикамерному електролізері з двома аніонними мембранами та було визначено впливання умов електролізу на якість пом'якшення та знесолення води.

В якості водного середовища, що знесолювали електродіалізом, застосовували розчини: Р1 ($[\text{SO}_4^{2-}] = 1000,9 \text{ мг/дм}^3$, $[\text{Cl}^-] = 653,3 \text{ мг/дм}^3$, $[\text{Ca}^{2+}] = 20,4 \text{ мг-екв/дм}^3$, Жорст. = $36,4 \text{ мг-екв/дм}^3$, Луж. = $7,3 \text{ мг-екв/дм}^3$, рН = 8,9) та Р2 ($[\text{SO}_4^{2-}] = 774 \text{ мг/дм}^3$, $[\text{Cl}^-] = 334 \text{ мг/дм}^3$, $[\text{Ca}^{2+}] = 11,3 \text{ мг-екв/дм}^3$, Жорст. = $17,9 \text{ мг-екв/дм}^3$, Луж. = $4,4 \text{ мг-екв/дм}^3$, рН = 7,99).

В роботі, щоб іони жорсткості не піддавались міграції в катодну область зі сторони катода, розмістили аніонну мембрану МА-4, а зі сторони анода помістили аніонну мембрану МА-41. Між мембранами ($V=0,2 \text{ дм}^3$) містили робочий розчин. Анодний простір заповнювали 0,05 Н розчином сірчаної кислоти (H_2SO_4), катодну – 0,151, 0,284 та 1,00 Н розчинами лугу. В якості Катоду використовували пластину з нержавіючої сталі 12Х18Н10Т. В якості Аноду використовували титанову пластину, покриту окисом рутенію. Площа електродів $S_{\text{Кд}} = S_{\text{Ад}} = 0,199 \text{ дм}^2$. Електроліз проводили при силі струму 0,1–0,2 А при напрузі 14,9 –31 В.

У катодній та робочій зоні, під час проведення електролізу, через рівні проміжки часу проводили контроль: вміст хлоридів, сульфатів, лужності, жорсткість у робочій зоні, кальцію, концентрацію хлоридів та сульфатів в анодній області. Перед аналізом робочий розчин піддавали очистці від осаду фільтруванням на паперовому фільтрі “синя стрічка”.

Розраховували вихід за струмом як відношення реальної кількості видалених з розчину сульфатів та хлоридів до теоретично розрахованої за законом Фарадея.

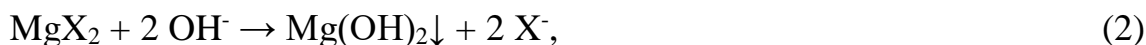
У своїй роботі І.М. Трус, І.М. Макаренко, Т.О. Шаблій роблять висновки, що для кращого пом'якшення сильно мінералізованої води у робочі розчини потрібно додавати різні кількості магнезиту. Магнезит дозволяє переводити ефективно іони кальцію (Ca^{2+}) в нерозчинний стан.

Хімізм процесів, який реалізується в електролізері, описується реакціями.

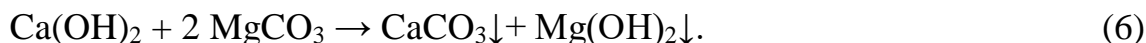
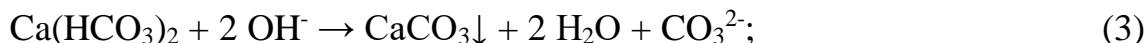
Катодна область: проходить утворення водню (H_2) із підлужненням середовища:



Надлишок заряджених негативно аніонів в катодній області зменшується за рахунок переміщення гідроксиду аніонів у робочу зону (камеру середню електролізера), де відбувається пом'якшення води:



де X^- – однозарядний аніон;



В анодній області здійснюється акумуляція хлоридів та сульфатів, що мігрують через аніонну мембрану з робочого розчину. В цей час виділяється, при електролізі води, кисень та створюються протони, які призводить до акумуляції кислоти в анодній області:



У даному випадку створюється суміш соляної (HCl) та сірчаної кислот (H_2SO_4). Склад соляної кислоти (HCl) малий, так як велика частка хлоридів створюється у

вигляді активного хлору:



З рисунку 1 видно, що за час електролізу концентрація у розчині води: Р1 знижується: хлоридів до 125–135 мг/дм³, сульфатів до 350–380 мг/дм³, при цьому ефективність очистки води від сульфатів та хлоридів майже не залежить від концентрації лугу в анодній області. При цьому концентрації лугу в катодній зоні змінювали від 150 до 1000 мг-екв/дм³.

І.М. Трус, І.М. Макаренко, Т.О. Шаблій показують, що в католіті, в межах концентрацій лугу від 150 до 1000 мг-екв/дм³ лужність розчину в катодній області не діє на якість пом'якшення води та видалення із неї хлоридів та сульфатів; при введенні магнезиту в робочий розчин якість пом'якшення води у ході електролізу стає високою навіть при невеликому збільшенні її лужності. Підвищення порції магнезиту на 20 % від стехіометричної кількості не діє на якість чищення води. Підвищення ступеню знесолення води відбувається, якщо надлишок магнезиту становить 54% від стехіометричної кількості.

2.2.2 Знесолення води іонообмінним методом

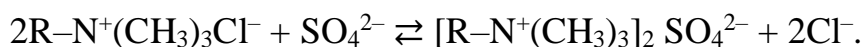
Іонний обмін являє собою процес, за якого певні речовини адсорбують із розчину електроліту аніони або катіони та віддають у розчин рівноцінну кількість других іонів із зарядом такого ж самого знаку [18].

Іонообмінні сорбенти повинні відповідати наступним вимогам: повинні бути економічно доцільними; володіти високою поглинаючою здатністю; бути однорідними; володіти спрямованою сорбцією до речовин суміші, які розділяється; володіти відповідним ступенем дисперсності для забезпечення потрібної швидкості сорбції та помірною швидкістю проходження розчину крізь колонку з необхідною швидкістю; нерозчинятись в розчині що хроматографують; володіти механічною міцністю;

володіти обмеженим набряканням.

Синтетичні іонообмінні смоли являються типовими гелями. Їх корпус, або матриця, укладається з неправильної високополімерної просторової сітки вуглеводневих ланцюгів. В самій матриці розміщені класи, які можуть нести заряд. Їх називають фіксованими йонами. У синтетичних смол катіонітів це кислотні групи $-\text{PO}^{2-}$, $-\text{SO}_3^-$, $-\text{AsO}_3^{2-}$, $-\text{COO}^-$. Від'ємні заряди корпусу вирівнюються позитивними зарядами протионів H^+ , Na^+ , так як, катіоніт повинен бути нейтральним. Протиіони, на відмінність від функціональних класів корпусу, мають здатність рухатися і тому легко переходять у розчин в обмін на рівноцінну кількість йонів із даного розчину.

Функціональними класами корпусу аніонітів, які закріплюють, являються групи $-\text{NH}_3^+$, $=\text{NH}_2^+$, $\equiv\text{NH}^+$, $\equiv\text{N}^+$, $\equiv\text{S}^+$. Позитивні заряди корпусу аніоніту заміщуються негативними зарядами протионів Cl^- або OH^- . Найрозповсюджені аніоніти з групою четвертинної амонійної основи:



У даному випадку для двохзарядного сульфат-іона потрібні два активні іонообмінні центри.

Монофункціональними (КУ-2, АВ-17) називають іоніти, які мають однакові іоногенні групи, а ті, що мають зараз декілька різних класів, наприклад, групи $-\text{OH}$ та $-\text{SO}_3\text{H}$, – називаються поліфункціональними (КУ-1, ЭДЭ-10П).

Отже, синтетичні іонообмінні смоли є гелями поліелектролітів, які можуть набрякати. Дякуючи тому, що в полімерній молекулі є поперечні зв'язки їх набрякання мале.

Ускладнення технологічного ходу приводить до його подорожчання при будівництві та використанні. Ми знаємо, що іоніти мають здатність сорбувати йони солей в даному діапазоні концентрацій, але, поки що, мало вивчені технології

процесів видалення натрій-катіонних йонів жорсткості з морської води [25].

Нам відомо, що десорбція йонів жорсткості із сильнокислотних катіонітів проходить при концентраціях хлористого натрію (NaCl) 5 — 10%. А так, як концентрація солей у морській воді має змогу доходити до 3,5%, тому якість сорбції йонів кальцію (Ca) і магнію (Mg) не висока. Дане напрямлення визначення являється перспективним для використання технології стабілізаційного оброблення води, так як концентрати зворотнього осмосу можуть бути використані для регенерації іоніту.

При сорбції використовували два модельних розчини М1 та М2. Склад розчину М1: $L_{\text{поч}} = 5,87$ мг-екв/дм³, $J_{\text{поч}} = 49,9$ мг-екв/дм³, $C_{(\text{Mg}^{2+})} = 28,99$ мг-екв/дм³, $C_{(\text{Ca}^{2+})} = 22,90$ мг-екв/дм³, $C_{(\text{SO}_4^{2-})} = 27,9$ мг-екв/дм³, $C_{(\text{Cl}^-)} = 192,9$ мг-екв/дм³, рН = 8,00/

Склад розчину М2: $L_{\text{поч}} = 4,0$ мг-екв/дм³, $J_{\text{поч}} = 57,11$ мг-екв/дм³, $(\text{Mg}^{2+}) = 32,11$ мг-екв/дм³, $C_{(\text{Ca}^{2+})} = 24,0$ мг-екв/дм³, $C_{(\text{SO}_4^{2-})} = 32,99$ мг-екв/дм³, $C_{(\text{Cl}^-)} = 299,9$ мг-екв/дм³, рН = 8,00.

Загальний вміст солей в регенераційних розчинах сягав від 2,5 до 5,0%.

З рисунку 17 при фільтрації модельного розчину М1, ємність іоніту по йонах кальцію (Ca^{2+}) досягла 1046 мг-екв/дм³, по йонам магнію (Mg^{2+}) досягала 699 мг-екв/дм³, сума складала ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) — 1745 мг-екв/дм³. Що є гарним результатом. Якщо врахувати, що відкладання відбуваються в основному за рахунок солей кальцію (Ca^{2+}), то із приведених результатів видно, що на 20 см³ іоніту можна пом'якшити 1 дм³ води до значень жорсткості 1,69...2,0 мг-екв/дм³, що говорить про те, що така вода цілком стабільна до утворень осаду.

Залежність жорсткості (1; 2), концентрації йонів кальцію (Ca^{2+}) (3; 4) та магнію (Mg^{2+}) (5; 6) від пропущеного об'єму модельного розчину М1 (1; 3; 5) та М2 (2; 4; 6) через катіоніт КУ-2-8 в Na^+ формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДС₁ = 1745 мг-екв/дм³, ПОДС₂ = 1296 мг-екв/дм³, ПОДС₃ = 1046 мг-екв/дм³, ПОДС₄ = 839 мг-екв/дм³, ПОДС₅ = 699 мг-екв/дм³, ПОДС₆ = 458 мг-екв/дм³) наведено на рисунку 17.

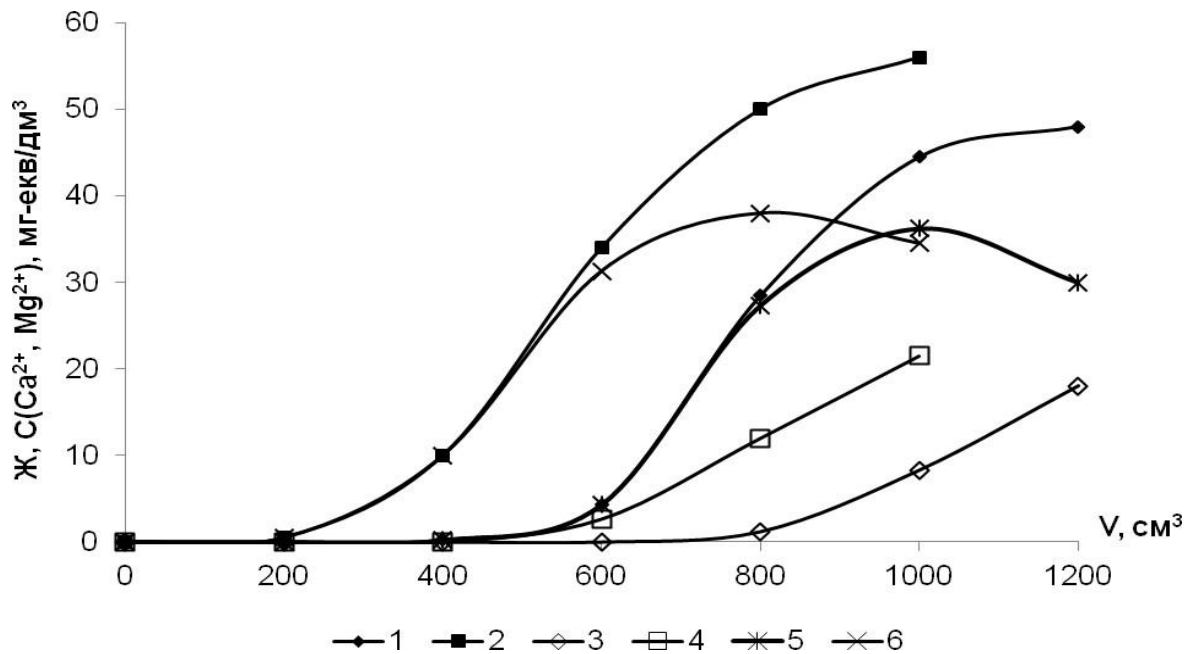
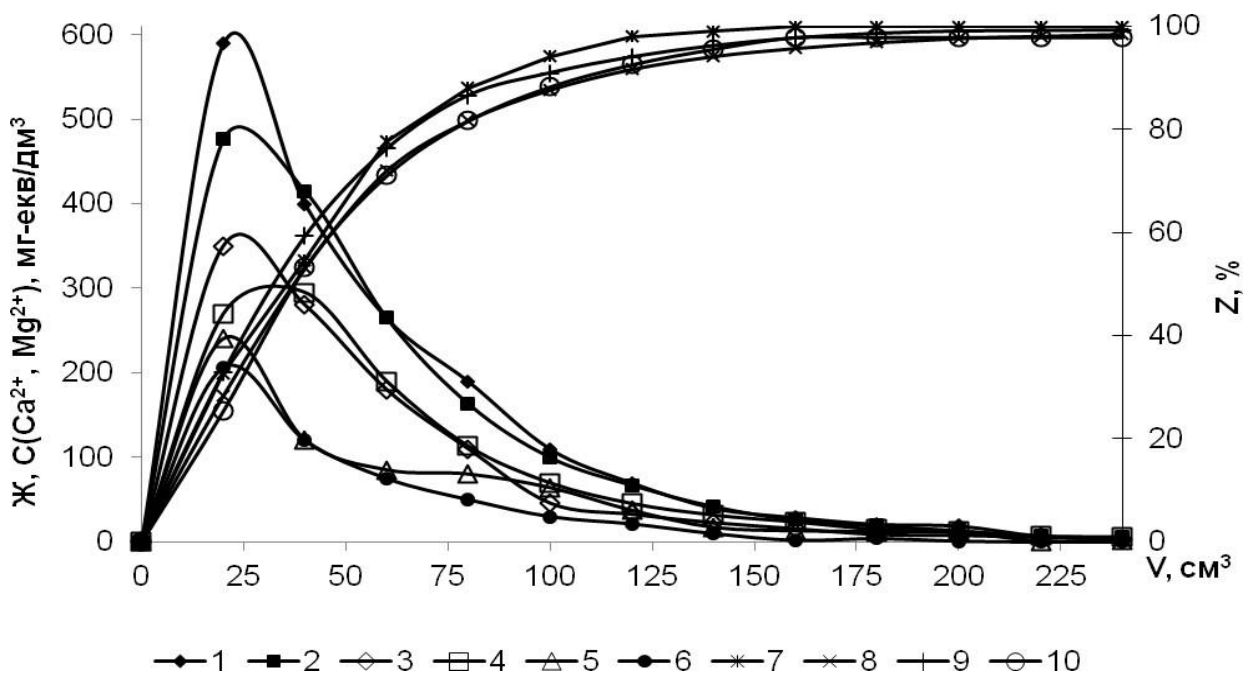


Рисунок 17 -Залежність жорсткості (1; 2), концентрації йонів кальцію (Ca^{2+}) (3; 4) та магнію (Mg^{2+}) (5; 6) від пропущеного об'єму модельного розчину М1 (1; 3; 5) та М2 (2; 4; 6) через катіоніт КУ-2-8 в Na^+ формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$) ($\text{ПОДС}_1 = 1745 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ПОДС}_2 = 1296 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ПОДС}_3 = 1046 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ПОДС}_4 = 839 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ПОДС}_5 = 699 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ПОДС}_6 = 458 \text{ мг-екв/дм}^3$)

Із рисунку 17 бачимо, що при сумі концентрації солей ≈ 10 та 15% досягнуто фактично повної десорбції йонів кальцію (Ca^{2+}) і йонів жорсткості при витрачанні регенераційного розчину 240 см^3 на 20 см^3 катіоніту, питомі втрати регенераційного розчину (q_n) при цьому досягають $12 \text{ см}^3/\text{см}^3$. Ступень десорбції по кальцію (Ca^{2+}) досягається при $q_n = 5 \text{ см}^3/\text{см}^3$, а по йонах жорсткості досягається при $q_n = 6 \text{ см}^3/\text{см}^3$.

Залежність жорсткості (1; 2) концентрації йонів кальцію (Ca^{2+}) (3; 4) та магнію (Mg) (5; 6), ступеню десорбції йонів жорсткості (7; 8) та йонів кальцію (Ca^{2+}) (9, 10) від пропущеного об'єму регенераційного розчину ($C_{(\text{NaCl})} = 134549$

мг/дм³; $C_{(\text{Na}_2\text{SO}_4)} = 18934$ мг/дм³) (1; 3; 5; 7; 9) та розчину ($C_{(\text{NaCl})} = 90677$ мг/дм³; $C_{(\text{Na}_2\text{SO}_4)} = 13074$ мг/дм³) (2; 4; 6; 8; 10) наведено на рисунку 18.



Рисунку 18 - Залежність жорсткості (1; 2) концентрації йонів кальцію (Ca^{2+}) (3; 4) та магнію (Mg) (5; 6), ступеню десорбції йонів жорсткості (7; 8) та йонів кальцію (Ca^{2+}) (9, 10) від пропущеного об'єму регенераційного розчину ($C_{(\text{NaCl})} = 134549$ мг/дм³; $C_{(\text{Na}_2\text{SO}_4)} = 18934$ мг/дм³) (1; 3; 5; 7; 9) та розчину ($C_{(\text{NaCl})} = 90677$ мг/дм³; $C_{(\text{Na}_2\text{SO}_4)} = 13074$ мг/дм³) (2; 4; 6; 8; 10)

Із наведених розрахунків бачимо, що до рівня мінералізації води 20000 мг/дм³ при жорсткості $\approx 50 \dots 60$ мг-екв/дм³ цілком можливо застосовувати натрій-катіонування для стабілізаційної обробки води перед мембранним знесоленням. При мінералізації води більше 25000 мг/дм³ будуть мати перевагу процеси десорбції йонів жорсткості із катіоніту з переходом його в Na^+ форму.

Автори вважають, що: в результаті досліджень води з мінералізацією до 20

г/дм³, де знаходиться хлористий натрій, сульфат натрію, йони жорсткості та гідрокарбонати, то можливо якісно пом'якшувати на натрій-катіонному фільтрі (катіоніт КУ-2-8) при обмінній динамічній ємності іоніту по певних йонах 1300...1700 мг-екв/дм³; також виявлено, що розчини сульфату і хлориду натрію дають ефективну регенерацію катіоніту в кальцій-магнієвій формі при сумі концентрації солей від 4 до 15% і питомій витраті розчину від 5 до 20 см³/см³.

3 Експериментальна частина

3.1 Особливості визначення очищення води від солей жорсткості

Для покращення фізико - хімічної очистки, воду можна підігрівати. Технологічні методи освітлення і знебарвлення можуть передвіщати хімічне оброблення води для пом'якшування, для пониження окиснювання та лужності, відділення вільної вуглекислоти, знесолення, а також прогнозувати побічне вапнування на попередньому рівні. На етапі хімічного оброблення очікується кінцевий результат, який показує доведення перерахованих показників до нормативних за рахунок $\text{Na} - \text{Cl}$ іонування,), аніонування – це заміщення де-яких аніонів у вихідній воді, Na -катіонування, $\text{H} - \text{Na}$, $\text{NH}_4 - \text{Na}$ катіонування, катіонування - це заміщення у воді де-яких катіонів, а також термічне знесолення.

На кінцевому етапі хімічного оброблення води здійснюються такі ходи: пом'якшення - це виділення солей кальцію (Ca) або магнію (Mg), які супроводжують жорсткість; знесолення – це виділення із води розчинених солей; знекремнення - це виділення із води кремнієвої кислоти та її солей; деаерація (дегазація) - це виділення із води газів, перш за все, кисню та вільної вуглекислоти стабілізаційне оброблення - це хімічне оброблення з ціллю зменшити корозійні властивості води та запобігти випаданню солей [26].

Хід виділення солей з води, в залежності від ступеня їх витягування являється опрісненням або знесоленням. При знесоленні концентрація солей, розчинених у воді понижується до границі, яка близька до кількості їх в дистильованій воді; при опрісненні концентрація солей, розчинених у воді понижується до концентрації, дозволеної для застосування води для пиття та господарських цілей.

Найефективнішими і економічно дослідженими у практиці очистки води за літературними даними являється дистиляція, йонний обмін, зворотний осмос (гіперфільтрація), тепловий спосіб.

Вибраний спосіб визначається якістю води, яка підлягає очищенню, вимогами споживачів до якості води, яку очистили, продуктивністю приладів і техніко-економічними помислами [27].

Проаналізуємо недоліки та переваги способів знесолення води. Перевагами для йонного обміну являється можливість отримання надчистої води; надійність та відпрацьованість; можливість вести дослідження під час змінення показників вихідної води; це мінімальні капітальні витрати та витрати електроенергії; малі втрати вихідної питної води; а також мінімальний об'єм побічних викидів, який забезпечує їх перероблення. Перевагами зворотного осмосу являється висока якість води по завісам, біологічним і органічному забрудненню; мінімальна маса реагентів і сумарне викидання солей у навколишнє середовище; перспектива викидання концентрату без оброблення у каналізаційну мережу; порівняно малі експлуатаційні затрати; неприсутність шкідливих реагентів і необхідності їх оброблення. Перевагами теплового методу є мінімальна кількість елементів; велика якість води щодо залишку суспензій, біологічного і органічного забруднення; можливість отримання залишків самого малого об'єму, майже до безводних солей; виділення розчинених газів із води. Поміж недоліків знесолення води виділяють: йонний обмін: - це великі втрати агресивних речовин; витрати на експлуатацію, які ростуть пропорційно кількості солей у воді; потреба оброблення регенератів і проблеми з їх викидом. Недоліки зворотного осмосу: - це потреба сумлінної передпідготовки; - це неперервна робота оборотноосмотичного устаткування; - дуже великі капітальні затрати; - це великі втрати питної води і кількість викиду води; - це великі втрати енергії. Недоліками теплового способу являється потреба у передпідготовці; - великі витрати електричної енергії; - великі капітальні витрати.

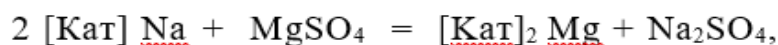
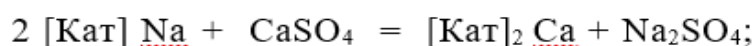
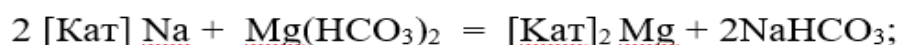
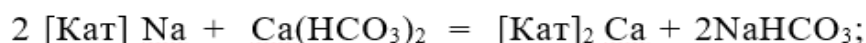
Пом'якшення води катіонуванням

Вибір способу катіонування води відповідає вимогам, які відносяться до води, яку оброблювали, складом залишків, які розчинені у вихідній воді, і техніко-економічними думками.

Натрій-катіонітовий спосіб пом'якшення води (Na-катіонітовий) використовують для пом'якшення підземних та поверхневих вод із наявністю в них завислих речовин, які не перевищують більше 5-8 мг/дм³ та забарвленістю не вище 30 град використовують натрій-катіонітовий спосіб пом'якшення води (Na-катіонітовий).

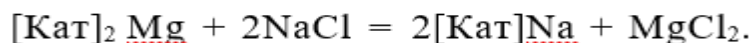
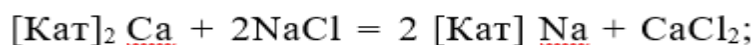
Знизити твердість води можливо при одноступінчастому Na-катіонуванні до 0,03-0,05, а при двоступінчастому - до 0,01 мг-екв/дм³.

В процесі фільтрації води крізь поверхню Na-катіоніту проходять слідувачі реакції обміну:



де [Кат] - нерозчинена матриця полімеру.

Регенерацію ослабленого Na-катіоніту можна досягнути шляхом фільтрації крізь нього розчину солі (NaCl). У ході регенерації здійснюються наступні реакції:



Харчова сіль (NaCl) використовується для регенерації, так як вона дуже доступна у використанні, а також внаслідок одержання добре розчинних солей кальцій хлориду (CaCl₂) і магній хлориду (MgCl₂), які легко можна видалити з відмивною водою та регенераційним розчином.

Знесолення та опріснення води методом іонного обміну

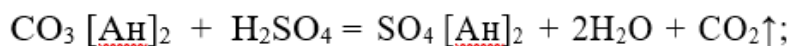
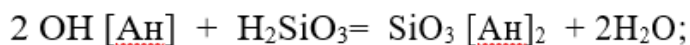
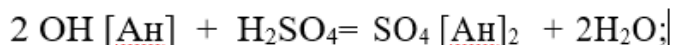
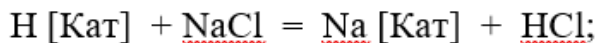
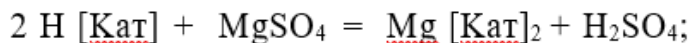
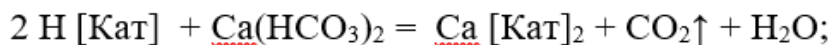
Знесолення та опріснення води іонообмінним способом застосовують при наявності у вихідній воді: солей до 1500 - 200, хлоридів і сульфатів – не вище 5 мг/дм³, завислих речовин – не більше 8 мг/дм³, кольоровості – не більше 30 град., перманганатної окиснюваності – не вище 7 мг O₂/дм³.

Метод іонообмінного знесолення лежить в послідовному пропусканні солоної

води крізь два типи очисників, які завантажені катіонообмінними та аніонообмінними смолам, з періодичною їх регенерацією лугом та кислотою.

У очиснику, який завантажений Н-катіонітом, проходить заміна катіонів, які знаходяться у вихідній воді, на катіони водню. Н-катіонована вода, яку одержали, пропускають крізь очисник, який завантажений аніонітом у гидроксильній (ОН-) або гідро-карбонатній (HCO_3^-) формі. У даному очиснику проходить обмін аніонівкислот, які знаходяться у Н-катіонованій воді, на аніони ОН- або HCO_3^- , котрі, поступаючи далі у повторний хід взаємозв'язку з катіонами водню, ведуть до деіонізації або знесолення води. Після ослаблення іонообмінної змоги смоли підлягають регенерації. Катіоніт регенерується кислотою сульфатною ((H_2SO_4)) або хлоридною (HCl), а аніоніт регенерується лугом (NaOH) або содою (Na_2CO_3).

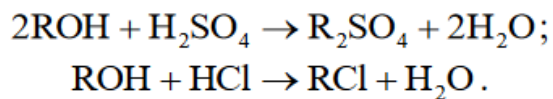
Реакції, які протікають у даному процесі, описуються такими рівняннями:



Розглянемо Н-ОН-іонування. В цьому методі воду позбавляють від катіонів і аніонів, а отже проводять повне знесолення води. Пропускаючи воду першочергово через Н-катіонітні очисники катіони, які у ній знаходяться, замінюються на іони гідрогену [28].

В аніонітних очисниках, які регенеровані лужними елементами, аніони кислот Н-катіонованої води стримуються аніонітом. Взаємозв'язок Н- катіонованої води з

аніонітом, тобто регенованим розчином гідроксиду натрію (NaOH) проходить за реакціями:



У кінцевій фазі хімічного оброблення води здійснюють такі ходи: пом'якшення, тобто виділення солей кальцію (Ca) або магнію (Mg), які викликають жорсткість; знесолення, тобто виділяють солі, розчиненні у воді; знекремнення, тобто виділення із води кремнієвої кислоти та її солей; деаерація, тобто дегазація - це видалення із води газів, першочергово, кисню та вільної вуглекислоти; стабілізаційне оброблення, тобто хімічне оброблення з ціллю зменшити корозію та відвернути випадання солей.

3.2 Особливості визначення жорсткості води

Жорсткість природної води пояснюється існуванням в ній іонів кальцію (Ca) та магнію (Mg). У природі солі потрапляють у водоймища під час взаємозв'язку розчиненого у ній діоксиду вуглецю CO₂ з карбонатними мінералами, наприклад, доломітами чи вапняками, розчинення гірських порід та хімічного вивітрювання. Кальцій (Ca) та магній (Mg) знаходиться також у стічних водах силікатного, металургійного та хімічного виробництва, поверхневі стічні води із сільськогосподарських полів, на яких застосовували мінеральні добривами, які містять у своєму складі кальцій.

Присутність у воді солей кальцію (Ca) та магнію (Mg) являється небажаною, тому що вода стає непригожою для використання в господарстві: це - перевитрата миючих засобів при пранні, тканина втрачає еластичність, овочі дуже погано розварюються, смакові якості погіршується.

Не можна використовувати жорстку воду у багатьох сферах промисловості: у виготовленні високосортної целюлози, деяких типів паперу, кіноплівки тощо.

Застосування жорсткої води для живлення парових котлів веде до погіршення їх роботи у зв'язку із утворенням осаду.

Для поверхневих вод жорсткість характеризується примітними сезонними коливаннями, які досягають самого великого значення в кінці зими, а самого малого значення під час паводків. Жорсткість підземних вод більш постійна.

У питній воді розпізнають карбонатну жорсткість (J_K), некарбонатну жорсткість (J_{HK}), кальцієву жорсткість (J_{Ca}), магнієву жорсткість (J_{Mg}) та загальну жорсткість $J_{заг}$.

Вода зумовлена існуванням у ній гідрокарбонатів кальцію $Ca(HCO_3)_2$ та магнію $Mg(HCO_3)_2$, призводить до карбонатна жорсткість (J_K), а вода зумовлена існуванням у ній кальцієвих ($CaCl_2$, $CaSO_4$) та магнієвих солей сильних кислот ($MgCl_2$, $MgSO_4$) некарбонатна жорсткість (J_{HK}) тощо. Існування солей кальцію ($CaCl_2$, $CaSO_4$) призводить до кальцієвої жорсткості, а існування солей магнію ($MgCl_2$, $MgSO_4$) призводить до магнієвої жорсткості.

Суму кальцієвої і магнієвої жорсткості називають загальною жорсткістю:

$$J_{заг} = J_{Ca} + J_{Mg};$$

або карбонатної жорсткості (J_K) і не карбонатної жорсткості (J_{HK}):

$$J_{заг} = J_K + J_{HK}$$

Жорсткості води вимірюють в ммоль/дм³ (мг-екв/дм³).

Відповідно із ДержСанПіН жорсткість питної води в Україні не повинна бути більшою ніж 7 ммоль/дм³.

Знаходження загальної жорсткості ($J_{заг}$) опирається на реакції іонів кальцію (Ca) та магнію (Mg) з трилоном Б, знаходять загальну жорсткість ($J_{заг}$) в наслідок чого утворюються комплексні сполуки. У кінці реакції відбувається зміна забарвлення індикатору еріохрому чорного-Т з винно-червоного на синій колір. У зв'язку з тим, що іони кальцію (Ca^{2+}) і магнію (Mg^{2+}) створюють з трилоном Б малостійкі комплекси, тому титрування проходить у лужному середовищі, для цього

застосовують буферну суміш гідроксиду амонію (NH_4OH) з хлоридом натрію (NaCl) (аміачний буферний розчин), $\text{pH} = 10$.

Спосіб знаходження загальної жорсткості ($J_{\text{заг}}$) води

Беруть конічну колбу об'ємом 250 см^3 , відбирають 50 см^3 води, прибавляють 4 см^3 аміачного буферного розчину та суміші індикатора еріохрому чорного-Т з хлоридом натрію (NaCl). Забарвлення розчину має винно-червоний колір. Пробу титрують стандартним розчином трилону Б (10 ммоль/дм^3) при цьому енергійно перемішуючи до зміни забарвлення на синій.

Загальну жорсткість (J_3) розраховують за формулою:

$$J_3 = \frac{V_1 \cdot C_1}{V_0}, \text{ ммоль/дм}^3 \text{ (мг-екв/дм}^3\text{)}$$

де v_1 — об'єм розчину трилону Б, який витрачається на титрування, см^3 ;
 C_1 — концентрація розчину трилону Б, ммоль/дм^3 ($C_1 = 10 \text{ ммоль/дм}^3$); v_0 — об'єм проби води, яку взяли для титрування, см^3 .

Знаходження кальцієвої (Ca) жорсткості базується на створенні іонами кальцію (Ca^{2+}) з мурексидом малодисоційованого стійкого при $\text{pH} = 10 - 12$ комплексу малинового забарвлення. При дальнішому титруванні проби трилоном Б кальцій (Ca^{2+}) створює з ним іще менш дисоційований комплекс. Вільна форма мурексиду, яка видаляється при цьому, забарвлює воду в фіолетове забарвлення.

Мінералізація - збірний склад усіх добутих при хімічному аналізі мінеральних елементів, які зображаються в мг/дм^3 .

Дуже багато промислових виробництва, сільських господарств, а також підприємства, які постачають питну воду, висувають істинні вимоги до мінералізації, а саме: вода, яка у своєму складі містить велику кількість солей, які мають негативний вплив на рослинні та тваринні організми; методи виробництва та якість продуктів, зумовлюють засолення ґрунтів, виникнення осаду (накипу) в котлах та корозія устаткування тощо. Мінералізація природної води різна.

Мінералізацію води багатьох річок знаходиться в межах: від кількох десятків до кількох сотень міліграмів на 1дм^3 .

Мінералізацію частіше визначають двома показниками: безводним залишком (мг/дм^3), жорсткістю води (моль-екв./ дм^3) та електропровідністю.

Безводний остаток являє собою сумарний склад неорганічних речовин у воді, які не розчинилися. Безводний залишок знаходять за допомогою вагового методу аналізу. Пробу води випаровують у фарфоровій чашці на водяній бані, а потім висушують фарфорову чашку з залишком при температурі 105°C . У ході оброблення, з неї виділяються леткі елементи та речовини, які при розкладанні утворюють леткі компоненти.

Йони K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} складають мінеральну частку води. Ці основні йони визначають здебільше електропровідність природної води. Наявність других йонів не дуже діє на електропровідність, при умові, якщо, наприклад, залізо (Fe^{3+}), Fe^{2+} , алюміній (Al^{3+}), манган (Mn^{2+}), нітрати (NO_3^-) тощо не містяться у воді у значній кількості, наприклад, коли вміст їх нижчий за зливи господарсько-побутових та виробничих стічних вод. За визначеними електропровідностями природної води можливо говорити про мінералізацію води за допомогою залежностей, які були поперед визначені.

На електропровідність води впливає не тільки концентрація розчинених мінеральних солей, але і різна питома електропровідність розчинів різноманітних солей та температура. Не звертаючи увагу на це, питома електропровідність являє собою приблизний показник суми концентрації електролітів, які швидко можна знайти та сумарний індикаторний показник антропогенного впливання, що застосовується в методиках досліджень за станом водного середовища.

3.3 Визначення ефективності очищення води

3.3.1 Визначення ефективності очищення води від іонів заліза Fe^{2+} (II) з води пінополістирольною засипкою та АВ 20ВВ FCCBKDF20В

Гранично допустимі концентрації для водойм господарського водокористування та гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною наведено в таблиці 2.

Таблиця 2 - ГДК для водойм господарського водокористування та гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною

№ п/п	Назва інгредієнту	Одиниця виміру	Відмінені з 2017 р. ГДК для водойм господарського водокористування, згідно САНПН 4630-88	ДСанПН 2.2.2-400-10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Санітарно гігієнічні показники безпечності та якості питної води (водопровідної та криниць)
1	2	3	4	5
1	рН	од. рН	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
2	прозорість	см	>25	
3	Запах	бали	1	< = 2, < = 3 (для криниць)
4	Кольоровість	градуси	<35	< =20, < = 35 (для криниць)
5	Завислі речовини	мг/дм ³		
6	Амоній (по азоту)	мг/дм ³	2,6 (2,0)	< =2,6 (2,0)
7	Нітрити	мг/дм ³	3,3	< = 3,3 < = 0,5(для водопр)
8	Нітрити (по NO ₃)	мг/дм ³	45,0	< = 50,0, < = 10,0 (для немовлят)
9	Розчинний кисень	мг/дм ³	≥ 4,0	
10	Хім.спож. O ₂	мг O ₂ /дм ³	≥ 15,0	
11	БСК ₅	мг O ₂ /дм ³		
	БСК ₂₀	мг O ₂ /дм ³	≥3,0	
12	Лужність	мг-кв/дм ³	0,5 – 6,5	0,5 – 6,5
13	Жорсткість	мг-кв/дм ³	7,0	< = 7,0ммоль/дм ³ для водопр. < = 10ммоль/дм ³ для криниць

Продовження таблиці 2

1	2	3	4	5
14	Сухий залишок	мг/дм ³	1000	200-500 <= 1500 для криниць
15	Сульфати	мг/дм ³	500	<=250, <= 500 для криниць
16	Хлориди	мг/дм ³	350	<=250, <= 350 для криниць
17	Кальцій	мг/дм ³	180,	25-75
18	Магній	мг/дм ³	40,0	10-50
19	Гідрокарбонати	мг/дм ³	-	<=3,5 (для криниць не визначається)
20	Поліфосфати (за PO ₄ ³⁻)	мг/дм ³	-	<=1,0 (для криниць)
21	Загальне залізо	мг/дм ³	0,3	<= 0,2(водопров. та фасованої)
22	Хром У	мг/дм ³	0,05	
23	Мідь	мг/дм ³	1,0	
24	Марганець	мг/дм ³	0,1	
25	АПАР	мг/дм ³	-	
26	Перманганатна окис.	мг/дм ³	-	<= 5,0
27	Сульфід-іони	мг/дм ³	0	
28	Кремнію сполуки (по кремнію)	мг/дм ³	10	<= 10,0
29	Фтор (аг)	мг/дм ³	-	

Результати дослідження видалення Fe²⁺ (II) через пінополістирольне фільтрувальне завантаження з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації [Fe²⁺] = 1 мг/дм³ (V_i = 20 см³) наведено таблиці 3.

Таблиця 3 – Результати дослідження видалення Fe²⁺ (II) через пінополістирольне фільтрувальне завантаження в режимі безнапірного фільтрування з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації [Fe²⁺] = 1 мг/дм³ (V_i = 20 см³).

№	V _{пр} , дм ³	Fe ²⁺ , мг/дм ³
1	2	3
0	0	0,29
1	2	0,30
2	4	0,25
3	6	0,27
4	8	0,34
5	10	0,24
6	12	0,34
7	14	0,35

Продовження таблиці 3

1	2	3
8	16	0,27
9	18	0,34
10	20	0,29
11	22	0,31
12	24	0,25
13	26	0,24
14	28	0,27
15	30	0,25
16	32	0,31
17	34	0,27
18	36	0,29
19	38	0,25

Динаміка процесу видалення Fe^{2+} (II) через піносполістирольне завантаження в безнапірному режимі фільтрування з дистильованого розчину води, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$) наведено на рисунку 19.

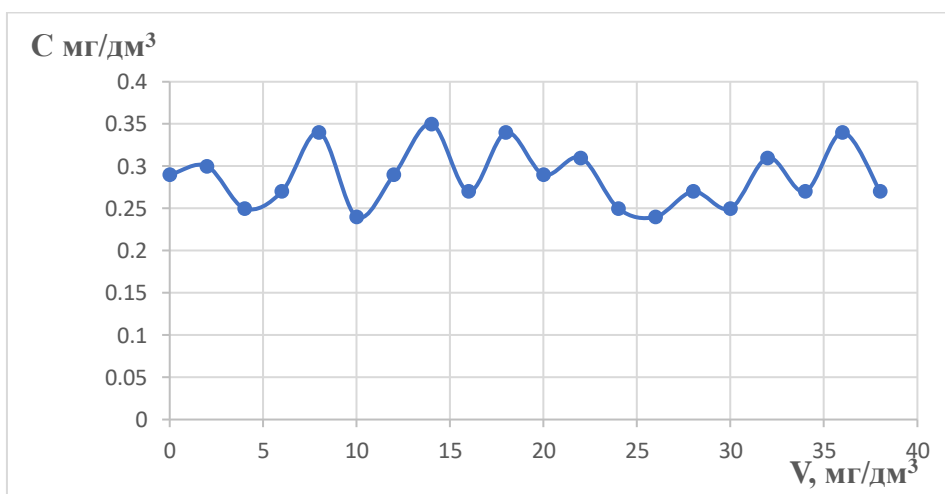


Рисунок 19 - Динаміка ходу видалення Fe^{2+} (II) крізь піносполістирольну засипку в режимі безнапірного фільтрування з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$).

3.3.2 Визначення ефективності очищення води від іонів заліза Fe^{2+} (II) з води пінополістирольним завантаженням та активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею з каталітичною засипкою KDF.

Хід поглинання елементів із навколишнього оточення рідиною або твердим тілом називається адсорбцією. Реагент, який вбирає, зветься сорбентом, а реагент, який вбирається називається сорбатом. Поглинати речовини, які забруднюють стічні води можна двома способами: абсорбцією – вбирання проводиться усією кількістю рідкого поглинача та адсорбцією, коли вбирання відбувається на поверхні твердого поглинача.

Самим результативним способом глибокого очищення стічної води виробництв паперової, целюлозної, хімічної, текстильної нафтохімічної і другої сфери промисловості від органічних елементів, які розчинені у воді є сорбція. Цей спосіб очищення може використовуватись самотужки або сукупно з біологічним очищенням, тобто як спосіб глибокого очищення. Плюсами даного способу являється здатність адсорбції реагентів сумішей, які містять велику кількість складових та велика якість очищення, насамперед стічної води із малою концентрацією.

Сорбентами являються різноманітні пористі матеріали природного та штучного походження: кокс, зола, активні глини, торф, силікагелі, алюмогелі тощо. Самим якісним сорбентом являється активоване вугілля основних марок, його якості наведено у таблиці 4.

Таблиця 4 – Характеристики основних марок активованого вугілля

Марка вугілля	Повна ємність, см ³ /г	Ємність пір, см ³ /г	Основний розмір зерен, мм	Насипна маса кг/м ³
АГ-2	0,6	0,3	1-3,5	600
БАУ	1,5	0,22	1-3,5	260
АГ-3	0,7	0,19	1-3,5	550
КАД іодатний	1,0	0,23	1-5	380
КАД мелений	-	0,12	< 0,04	-
СКТ0,6	0,98	0,51	1-3,5	420

Активоване вугілля - діяльний сорбент, характерною особливістю його є маса поглинаючої речовини, і розраховується в одиниця, таких як, кг/м³, кг/кг. Хід сорбції відбувається в статичних угодах, коли не відбувається переміщення частина рідини щодо частини сорбенту, отже рух відбувається разом з кінцевою (прилади, які перемішують), та у динамічних угодах, коли відбувається переміщення частини рідини щодо сорбенту (очишувачі для адсорбції).

Так як речовина, яка адсорбувала (сорбат) має можливість переміщатися з сорбенту до розчину, такий оборотній хід називається сорбцією.

Самим найпростішим приладом адсорбційної очистки є насипний очишувач, який представляється у вигляді колони з нерухливою товщею сорбенту, де проходить фільтрування стічної води і являться самим надійним прибором адсорбційного очищення. На темп фільтрації у стічній воді впливає концентрація реактивів, які у ній розчинені, приблизно 1.-..6 м/год. Розміри горошин сорбенту складають від 1,5...до 5 мм. Самим доцільним направленням процесу фільтрації речовини є рух віднизу догори, отже, ми бачимо, що в даному методі проходить рівноцільне завантаження всієї поверхні колони, а отже дуже легко видаляються бульки газів чи повітря, які потрапляють на поверхню сорбенту водночас із стічними водами.

При регенеративній очистці стічних вод з підприємств, з ціллю утилізації видалених порівняно чистих елементів, використовують очисник з нерухомою поверхнею сорбенту . Для проведення методу десорбції застосовують хімічні розчинники або загострену пару. Даний сорбційний пристрій містить кілька паралельно працюючих секцій, які працюють паралельно та мають у складі від 3 до 5 очисників, які розміщені підряд. При досягненні граничного насичення Основний очисник вимикається на регенерацію, коли буде досягнуто граничного накопичення, і стічні води будуть надходити на слідуєчий очисник.

Залізо (Fe) , яке переміщається з розчиненого стану (Fe^{2+}) в нерозчинений стан (Fe^{3+}) може сорбуватися на шарі активованого вугілля, і отже, при більшій поверхні активованого вугілля буде більше сорбуватися заліза.

Технічні характеристики кокосового гранульованого активованого вугілля наведено в таблиці 5 .

Таблиця 5 - Технічні характеристики кокосового гранульованого активованого вугілля.

№	Параметр	Значення
1	Поверхні площа, м ² /г	1120
2	Вага насипна, г/л	475
3	Вологість, % (в/в)	<4,9
4	Зольність, % (в/в)	<4
5	Міцність на стирання, %	83
6	Адсорбційна активність за йодом, мг/г	1070
7	Розмір зерна:	3,0–4,5 мм

Результати експерименту видалення Fe^{2+} (II) крізь пінополістирольне завантаження в режимі безнапірного фільтрування та активоване вугілля FCCBKDF20B з каталітичною засипкою KDF (Kinetic Degredation Fluxion / Флюксія Кінетичної Деградації) з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації $[Fe^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$) наведено таблиці 6.

Таблиця 6 - Результати дослідження видалення Fe^{2+} (II) через пінополістирольне фільтрувальне завантаження в безнапірно фільтрувальному режимі та АВ FCCBKDF20B з розвинутою поверхнею з каталітичною засипкою KDF з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$)

№	$V_{\text{пр}}, \text{ дм}^3$	$\text{Fe}^{2+}, \text{ мг/дм}^3$
0	0	0,09
1	5	0,11
2	10	0,1
3	15	0,11
4	20	0,12
5	25	0,11
6	30	0,09
7	35	0,11
8	40	0,11
9	45	0,1
10	50	0,12
11	55	0,15
12	60	0,16
13	65	0,15
14	70	0,17
15	75	0,17
16	80	0,15
17	85	0,16
18	90	0,19
19	95	0,21

Динаміка процесу видалення Fe^{2+} (II) через пінополістирольне фільтрувальне завантаження в режимі безнапірного фільтрування та активоване вугілля FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, розчиненого в дистильованій воді, при вихідній концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 2 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$) наведено на рисунку 20.

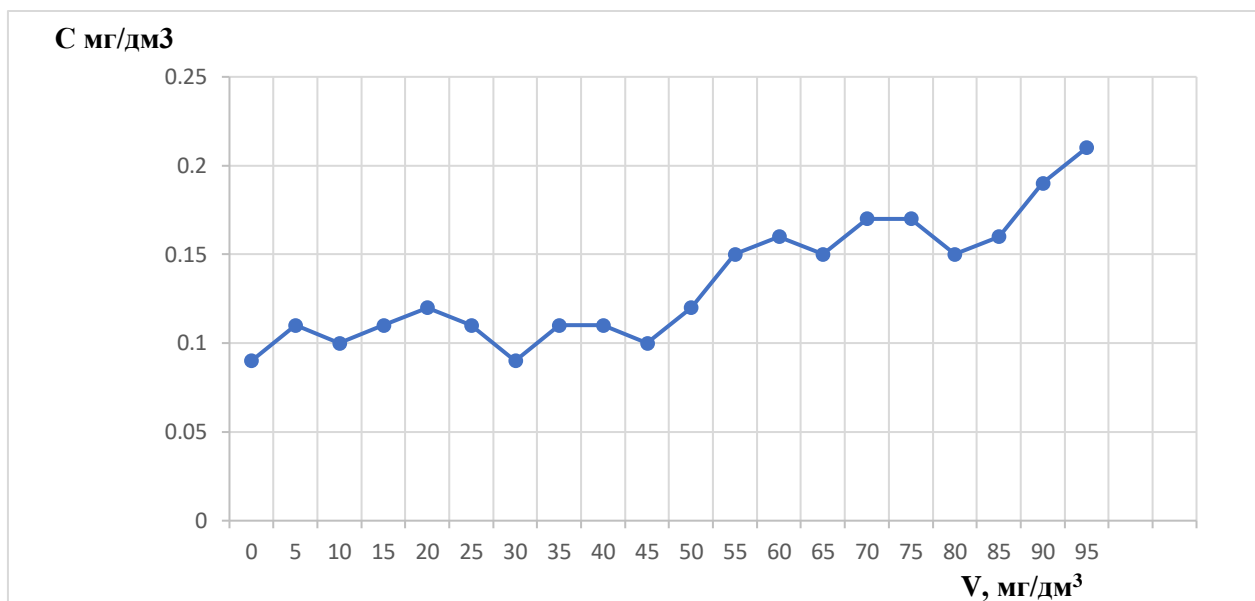


Рисунок 20 - Динаміка процесу видалення Fe^{2+} (II) пінополістирольною фільтрувальною засипкою в режимі безнапірного фільтрування та крізь активоване вугілля FCCBKDF20B, з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 2 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$)

Порівняльні результати дослідів поглинання Fe^{2+} (II) через піностирольну фільтруючу засипку в режимі безнапірного фільтрування з розчину заліза (Fe II) в дист. воді, при вихідній концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$), та видалення Fe^{2+} (II) крізь пінополістирольне фільтр. завантаження в безнапірному режимі фільтрування та актив. вугілля FCCBKDF20B з великою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF (Kinetic Degredation Fluxion) з розчину в дистильованій воді, при первинній концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 2 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$) наведено в таблиці 7.

Таблиця 7 - Порівняльні результати дослід. видалення Fe^{2+} (II) через пінополістирольне фільтр. завантаження в режимі безнапірного фільтрування з розчину в дист. воді, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$), та вивчення видалення Fe^{2+} (II) через пінополістирольне фільтрувальне завантаження в режимі безнапірного фільтрування та FCCBKDF20B (Kinetic Degredation Fluxion) з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 2 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$).

№	$V_{\text{пр}}, \text{ дм}^3$	Пінополістирольне фільтрування, мг/дм^3	Пінополістирольне фільтрування, та FCCBKDF20B, мг/дм^3
0	0	0	0,09
1	5	0,28	0,11
2	10	0,24	0,1
3	15	0,31	0,11
4	20	0,29	0,12
5	25	0,25	0,11
6	30	0,25	0,09
7	35	0,29	0,11
8	40		0,11
9	45		0,1
10	50		0,12
11	55		0,15
12	60		0,16
13	65		0,15
14	70		0,17
15	75		0,17
16	80		0,15
17	85		0,16
18	90		0,19
19	95		0,21

Динаміка процесу видалення Fe^{2+} (II) наведених в таблиці 7 даних, що вказують на пропускання розчину при вихідній концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$) в дистильованій воді крізь пінополістирольну фільтр. засипку в безнапірному режимі фільтрування, та процесу видалення Fe^{2+} (II) через пінополістирольне фільтр. завантаження (безнапірний режим) та FCCBKDF20B з

(Флюксія Кінетичної Деградації) з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 2 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$) наведено на рисунку 21.

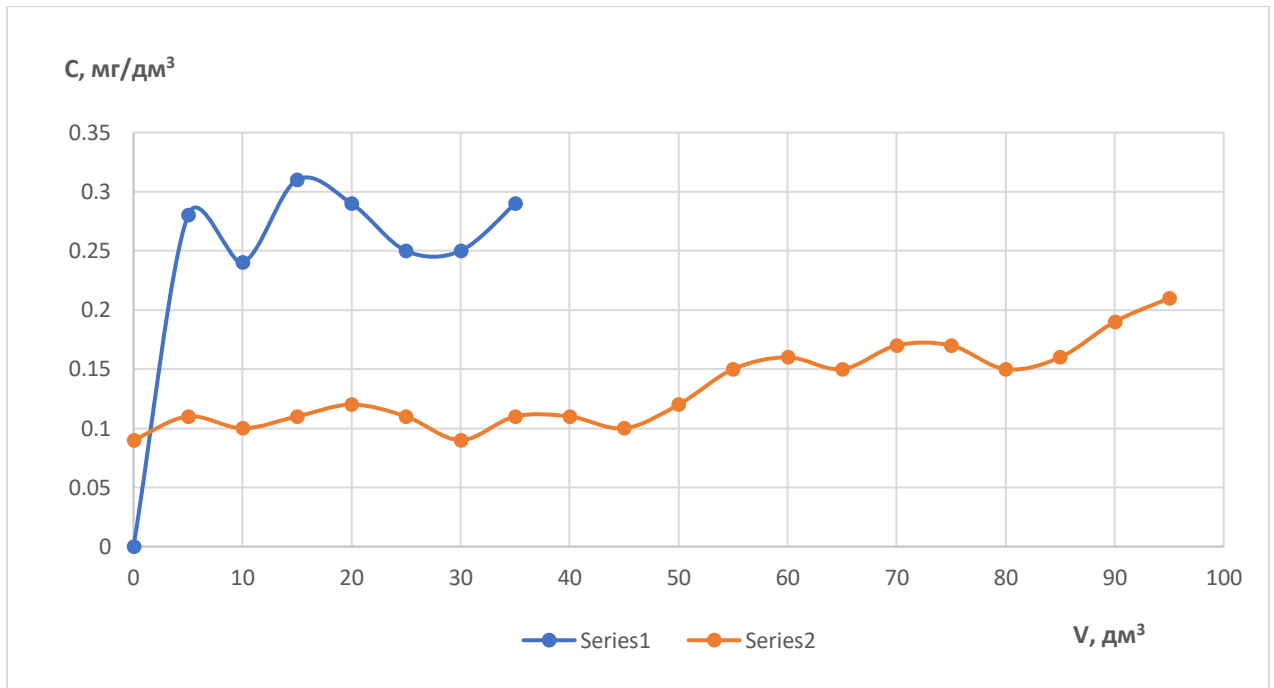


Рисунок 21 - Динаміка процесу видалення Fe^{2+} (II) через пінополістирольне фільтрувальне завантаження в режимі безнапірного фільтрування з розчину в дистильованій воді, при початковій концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 1 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$), та процесу видалення Fe^{2+} (II) через пінополістирольне фільтрувальне завантаження в режимі безнапірного фільтрування та активоване вугілля FCCBKDF20B з розчину в дистильованій воді, при вихідній концентрації $[\text{Fe}^{2+}] = 2 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 20 \text{ см}^3$).

3.3.3 Визначення ефективності пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B, катіонітом КУ-2-8.

Знесолення води способом іонного обміну запропонований на поступовій фільтрації води крізь Н-катіонітові, а потім OH^- , HCO_3^- або CO_3^{2-} аніонітові

очисники. У Н-катионітових очисниках у воді знаходяться катіони, такі як Ca^{2+} , Mg^{2+} та Na^+ , що замінюються на Н-катіони. Після проходження води крізь Н-катионітові очисники, вона потрапляє до ОН-аніонітових очисників, де аніони кислот замінюються на іони ОН⁻.

Очистка води іонним обміном лежить на поступовій фільтрації води, яка насичена солями, крізь катионні та аніонні очисники, що постійно регенеруються основою або кислотою. Використання даного способу обходиться вихідним складом солей, які розчинилися - 1,5-2,5 г/л. Якщо ціна води не має великого значення, то воду з доволі високим вмістом солі можна опріснювати іонним обміном. У іонообмінного методу опріснення води є ряд плюсів: дуже просте устаткування, невелика втрата води, яка виходить на особисті нужди (15-20% продуктивності устаткування), мале використання електричної енергії та кількість води, яка видаляється тощо.

Характеристики катионіту КУ-2-8

Катионіти використовують при очистці, видаленні, концентруванні і розподілі речовин у різноманітних сферах промислових виробництв та як каталізатор синтезі органічних речовин. Катионіти дуже легко можуть зайнятись, не вибухонебезпечні, не токсичні, тому не впливають на організм людини. Катионіти виготовляються відносно ГОСТ 20298-74. Катионообмінні смоли КУ-2-8 являються монофункціональними сильнокислотними полімерними смолами. Вид матриці – це сульфонатна функціонуюча група, співполімер дивінілбензолу та стиролу. Головною властивістю катионообмінних смол являється наявність в їх складі кислотних груп, де іони металу, які знаходяться у розчині обмінюються з іонами водню. У катионіту КУ-2-8 гарна осмотична постійність, відносно велика хімічна витривалість до лугів, кислот та окиснювачів, нерозчинний у воді та органічних розчинниках, не плавиться, нелегкозаймистий, вибухобезпечний, не шкідливий, витримує високі температури, до

120°C. Катіоніт КУ-2-8 виглядає як дрібні зернятка від жовтуватого до темно-брунатного забарвлення. Одержують катіонообмінні смоли КУ-2-8 завдяки методу полімеризації, поліконденсації або за підмогою хімічного оброблення полімеру, який не має особливостей іоніту. Для гарного використання катіоніту КУ-2-8 потрібно початкове оброблення природної води і розчинів, наприклад, вапнування, коагуляція, фільтрація. Вода необхідна бути достатньо очищеною від частинок, які зависли.

Катіоніт КУ-2-8 використовують для опріснення води, при підготуванні оди для зм'якшення та знесолення (демінералізації) води, інколи поєднується з аніонами, щоб добитись гарного наслідку у підготуванні води. Катіоніт КУ-2-8 застосовується при очистці стічної води і поворотних вод, у гальванотехніці і металообробній промисловості для поновлення залишків. Катіоніт КУ-2-8 являється самим багатообіцяючим катіонітом при зберіганні водоймищ від забруднень. Катіоніт КУ-2-8 використовують в аналітичній хімії для розподілу елементів хроматографічним способом, в хімічній технології використовують, як каталізатор для синтезу органічних речовин та для отримання дуже чистих елементів. Його застосовують в гідрометалургії для селекційного видалення полівалентних елементів - металів.

Характеристика катіоніту КУ-2-8 подана у таблиці 8.

Таблиця 8 – Характеристика катіоніту КУ-2-8

Полімерна матриця	Гелевий сополімер стиролу та дивенілбензолу
1	2
Активні функціональні групи	Сульфогрупи
Зовнішній вигляд	Сферичні зерна від жовтого до темно-коричневого кольору
Розмір зерен у набряклому стані, мм	0,315 – 1,25
Об'ємна частка робочої фракції, %	98
Ефективний розмір зерен, мм	0,40-0,55
Коефіцієнт однорідності	1,7

Кінець таблиці 8

1	2
Повна статична об'ємна ємність, не менше, мг-моль/см ³	2,0
Масова частка вологи, %	48-58
Питомий об'єм в Н-формі, не більше см ³ /г	2,7
Осмотична стабільність, %	98

Вид хімічної будови води і найосновніші її особливості знаходять за допомогою макрокомпонентів. Представлені вони вісьмома йонами, де чотири йона мають позитивний заряд (катіони) – Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} та чотири йона мають негативний заряд (аніони) – Cl^{-} , SO_4^{2-} , HCO_3^{-} , CO_3^{2-} .

Звичайним постійним складовим компонентом мінерального остатку води являється хлоридний іон (Cl^{-}). Цей іон легко переміщується водою і знаходиться в підземних водах усякої мінералізації – це від росолів до прісних. З ростом у воді мінералізації буде зростати і умовний склад іону хлору. Після досягнення значення мінералізації до 5 г/дм³ іон Cl^{-} буде першим головним аніоном у воді і існуватиме в такому виді аж до розсолів. Склад його у воді міняється в широкому діапазоні, від 1 до 100 г/дм³.

В підземних водах хлор-іонів (Cl^{-}) знаходиться значно більша кількість, ніж сульфат іонів (SO_4^{2-}). Вони знаходяться недалеко до поверхні землі.. Наближаючись до значення мінералізації 3-4 г/дм³ порівняна частка SO_4^{2-} в розчині збільшується. При досягненні максимального значення, коли кількість сульфат-іон буде переважати у воді, його функція понижується. Величина сульфат-іона у воді змінюється від одиниці до десятків г/дм³. Для підземних вод, які знаходяться на територіях сульфідних покладів і у поверхневих водах знаходяться великі концентрації сульфат-іона. Також можна побачити і безсульфатні води. Безсульфатні води мають високу мінералізацію та знаходяться здебільшого в місцях нафтових покладів.

Переліт іонів HCO_3^- та CO_3^{2-} дуже складний, ніж у сульфат-іона. Максимум ролі цих іонів, коли вони є першими переважаючими аніонами, настає При мінералізації води $0,5 \text{ г/дм}^3$ настає максимальна функція цих іонів, тобто коли вони є головними аніонами. Далше їх значення у розчині різко знижується. Склад HCO_3^- у воді не більше перших десятків мг/дм^3 і тільки в деяких моментах їх склад у поверхневих водах зможе дійти до 10 г/дм^3 . Іон CO_3^{2-} існує у воді в дуже малій кількості.

Таблиця 9 – Характеристика аніоніту АВ-17-8

Основні хімічні і фізичні властивості	
Зовнішній вигляд	Сферичні зерна від світло жовтого до темно-коричневого кольору
Йонна форма	хлоридна
Гранулометричний склад:	
а) розмір зерен, мм	0,315 – 1,25
б) об'ємна частка робочої фракції, % не менше	98
в) ефективний розмір зерен, мм не більше	0,4-0,6
г) коефіцієнт однорідності, не менше	1,7
Масова частка вологи, %	35-50
Питомий об'єм в ОН-формі, $\text{см}^3/\text{г}$	$3,0 \pm 0,3$
Повна статистична об'ємна ємність, ммоль/см^3 , Мг-екв/см^3 не менше	1,15
Рівноважна статистична об'ємна ємність ммоль/см^3 , Мг-екв/см^3 не менше	1,0
Динамічна об'ємна ємність моль/см^3 г-екв/м^3 не менше	700
Окиснення фільтра в перерахунку на кисень мг/л не більше	0,55
Осмотична стабільність, %	98

Результати дослідження пом'якшення води катіонітом КУ-2-8 в Na^+ формі наведено в таблиці 10.

Таблиця 10 - Результати дослідження пом'якшення води катіонітом КУ-2-8 в Na⁺ формі

№	V _{пр} , дм ³	Фільтрування КУ-2-8 в Na ⁺ , Жорсткість, мг-екв/дм ³
0	0	0,0
1	0,5	0,0
2	1,0	0,0
3	1,5	0,0
4	2,0	0,0
5	2,5	0,0
6	3,0	0,0
7	3,5	0,0
8	4,0	0,0
9	4,5	0,0
10	5,0	0,0
11	5,5	0,0
12	6,0	0,1
13	6,5	1,7
14	7,0	2,4
15	7,5	3,7
16	8,0	5,4
17	8,5	6,3
18	9,0	6,5
19	9,5	6,9

Результати дослідження пом'якшення води катіонітом КУ-2-8 в Na⁺ формі наведено на рисунку 22.

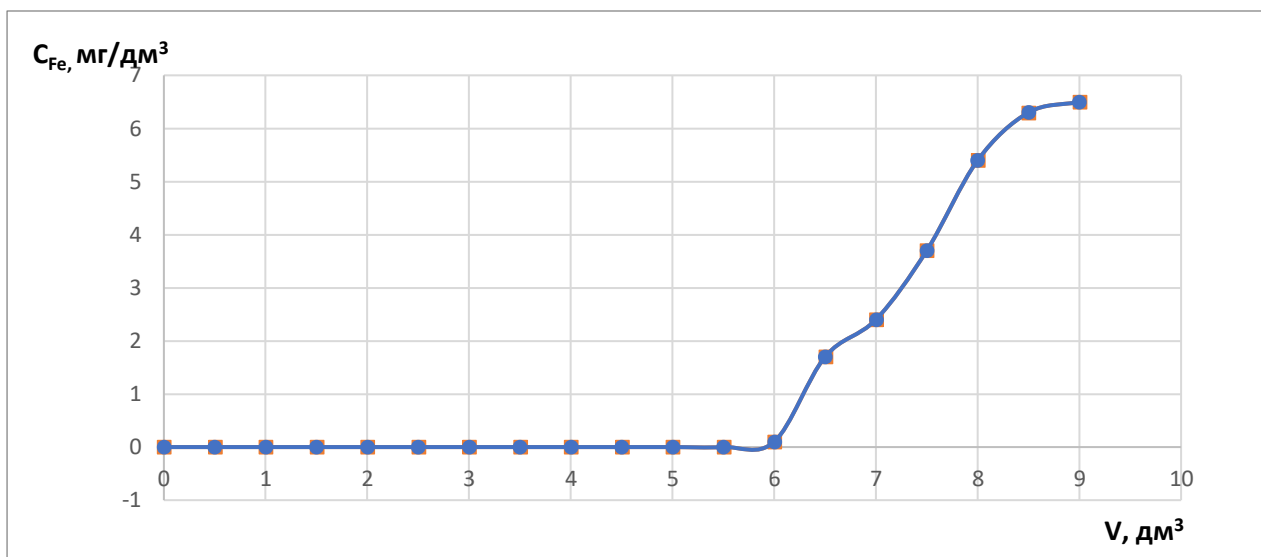


Рисунок 22 - Динаміка процесу дослідження пом'якшення води катіонітом КУ-2-8 в Na⁺ формі.

Результати дослідження пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 наведено в таблиці 11.

Таблиця 11- Результати дослідження пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8.

№	V _{пр} , дм³	Жорсткість, мг-екв/дм³, АВ FCCBKDF20B Фільтрування КУ-2-8
1	2	3
0	0	0,0
1	0,5	0,0
2	1,0	0,0
3	1,5	0,0
4	2,0	0,0
5	2,5	0,0
6	3,0	0,0
7	3,5	0,0

Продовження таблиці 11

1	2	3
8	4,0	0,0
9	4,5	0,0
10	5,0	0,0
11	5,5	0,0
12	6,0	0,0
13	6,5	0,3
14	7,0	1,9
15	7,5	3,7
16	8,0	5,4
17	8,5	6,3
18	9,0	6,5
19	9,5	6,9

Результати дослідження пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 наведено на рисунку 23.

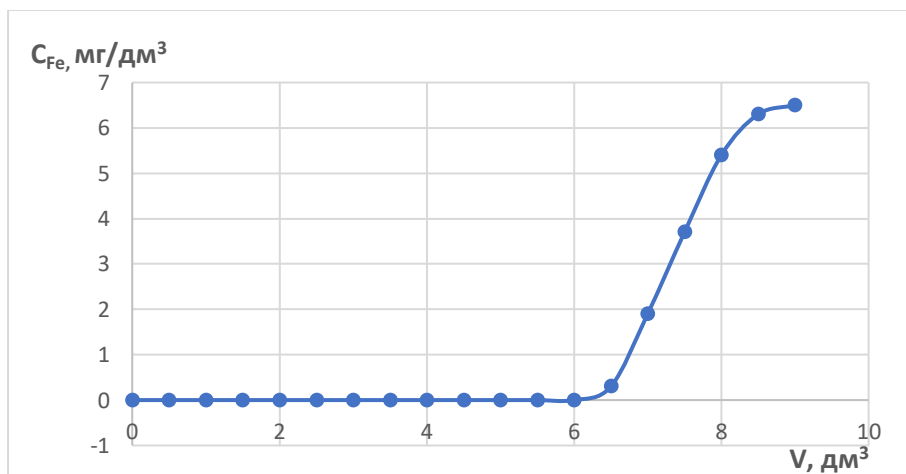


Рисунок 23 – Результати дослідження пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8

Порівняльні результати дослідження пом'якшення води катіоном КУ-2-8 в Na^+ формі та пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіоном КУ-2-8 наведено в таблиці 12.

Таблиця 12 - Порівняльні результати дослідження пом'якшення води катіоном КУ-2-8 в Na^+ формі та пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіоном КУ-2-8.

№	$V_{\text{пр}}, \text{дм}^3$	Фільтрування КУ-2-8 в Na^+ , Жорсткість, мг-екв/дм ³	Жорсткість, мг-екв/дм ³ , Фільтрування КУ-2-8, AB FCCBKDF20B
0	0	0	0,0
1	0,5	0	0,0
2	1,0	0	0,0
3	1,5	0	0,0
4	2,0	0	0,0
5	2,5	0	0,0
6	3,0	0	0,0
7	3,5	0	0,0
8	4,0	0	0,0
9	4,5	0	0,0
10	5,0	0	0,0
11	5,5	0	0,0
12	6,0	0,1	0,0
13	6,5	1,7	0,3
14	7,0	3,4	1,9
15	7,5	4,7	3,7
16	8,0	5,3	5,4
17	8,5	6,3	6,3
18	9,0	6,5	6,5
19	9,5	6,9	6,9

Порівняльні результати дослідження пом'якшення води катіонітом КУ-2-8 в Na^+ формі та пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 наведено на рисунку 24.

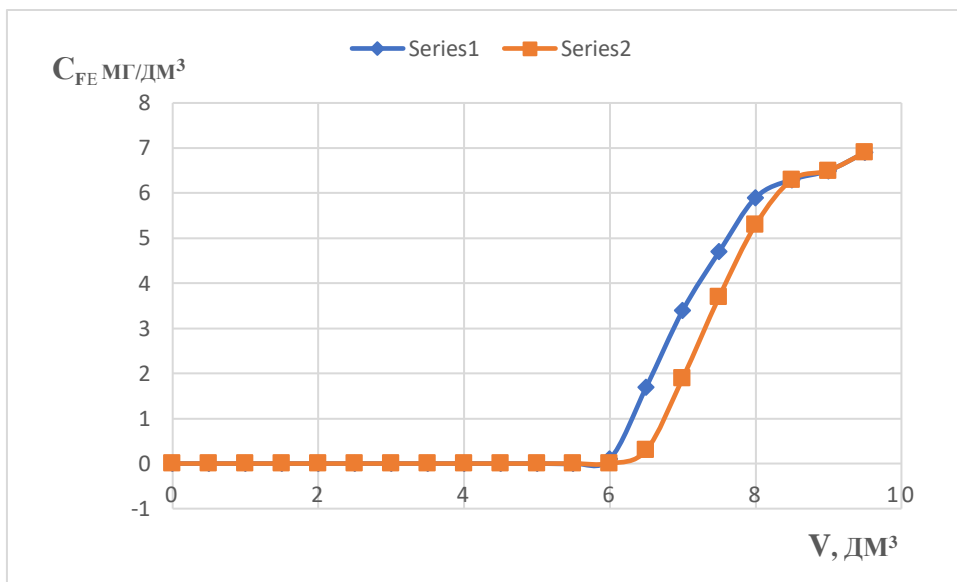


Рисунок 24 - Порівняльні результати дослідження пом'якшення води катіонітом КУ-2-8 в Na^+ формі, ряд 1, та пом'якшення води пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8, ряд 2

Висновки

1. Аналіз джерел науково-технічної інформації та проведений експеримент підтвердив, що фізико-хімічні методи пом'якшення та знесолення води з використанням каталітичного фільтруючого завантаження є перспективним.

2. У роботі представлено дослідження переробки модельних розчинів води, які містять залізо та солі жорсткості.

3. Дослідження проводили на пінополістирольному завантаженні, активованому, з високою розвинутою поверхнею, вугіллі FCCBKDF20B з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 в H^+ та Na^+ формі.

4. Досліджено видалення іонів жорсткості пінополістирольним завантаженням, активованим вугіллям FCCBKDF20B з високою розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 в H^+ та Na^+ формі.

5. Вивчено видалення іонів заліза крізь пінополістирольне завантаження, активоване вугіллям FCCBKDF20B з розвиненою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, а також крізь катіоніт КУ-2-8 в H^+ та Na^+ формі.

6. Доведено що видалення іонів жорсткості з модельного розчину проходить краще крізь пінополістирольне завантаження та активоване вугіллям FCCBKDF20B з розвинутою поверхнею в суміші з каталітичною засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 в Na^+ формі.

7. Доведено що знесолення води проходить краще крізь пінополістирольне завантаження, активоване вугіллям FCCBKDF20B з засипкою KDF, катіонітом КУ-2-8 в H^+ та аніонітом АВ-17-8 OH^- формі

Перелік джерел посилань

1. Пікареня Д.С. Конспект лекцій з дисципліни «Екологія гідросфери» (частина 2 – Очистка стічних вод) для студентів за напрямом підготовки 6.040106 Д.С. Пікареня //– Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування. – Дніпродзержинськ: ДДТУ, 2015. – 82 с.

2. Гриб Й. В. Моніторинг природокористування та стратегія реабілітації порушених річкових і озерних екосистем./ Й. В. Гриб., М. О. Клименко, В. В. Сондак, А. В. Гуцол, С. О. Мушит, Д. В. Войтишина. - Рівне-Вінниця,-2015.-486 с.

3. Сидоренко О.В., Якобчук Ю.О. Проблеми екологічного стану поверхневих вод як джерел водозабору / О.В.Сидоренко, Ю.О Якобчук // Вода: проблеми та шляхи вирішення: зб. статей науково-практичної конференції з міжнародною участю, 6-8 липня 2016 р., Рівне: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2016. – С. 214-217.

4. Хімічне забруднення води. Гузь.О.І. – ст. викладач кафедри хімії, Войтенко М.Д. – студ. 2 курсу факультету агротехнологій та природокористування [Електронний ресурс]. - Режим доступу: <https://repo.snau.edu.ua/bitstream/123456789/5430/1/ХІМІЧНЕ%20ЗАБРУДНЕННЯ%20ОВОДИ.pdf>.

5. Дорошенко А.В. Антропогенний вплив на річкові басейни лівобережного Лісостепу України: теоретико-методологічні аспекти. / А.В. Дорошенко // Таврійський науковий вісник: Науковий журнал. Вип. 97 - Херсон: Грінь Д.С., 2017. – С. 217-228.

6. Сорокіна К. Б. Конспект лекцій з дисципліни «Спецкурс з очистки природних вод» (для студентів 5 курсу денної і заочної форм навчання освітнього рівня «магістр» спеціальності 192 – Будівництво та цивільна інженерія, спеціалізації (освітні програми) «Водопостачання та водовідведення» та «Раціональне використання і

охорона водних ресурсів») / К. Б. Сорокіна ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Х.: ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2016. – 112 с.

7. Айрапетян, Т. С. Конспект лекцій з дисципліни «Особливості промислового водопостачання» (для студентів 5-6 курсів денної і заочної форм навчання спеціальності 7.06010302 – «Раціональне використання і охорона водних ресурсів»). / Т. С. Айрапетян; Харк. нац. ун-т. міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Х.: ХНУМГ, 2014. – 87 с.

8. Фізичні методи очищення рідин: конспект лекцій / уклад.: О.М. Терентьєв, А.В. Ворфоломєєв. – К.: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. –162 с.

9. Кормош К.Ю., Шаповал Є.О. Застосування зворотньо осмотичних установок для очищення води на харчових виробництвах / К. Ю. Кормош, Є. О. Шаповал // ІХ Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і студентів «Вода в харчовій промисловості»: Зб. тез доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів. - Одеса: ОНАХТ, 2018. – С. 93-104.

10. Моделювання процесів мембранного розділення: навчальний посібник. [Електронний ресурс]: навч. посіб. для студ. спеціальності 133 «Галузеве машинобудування», спеціалізації «Інжиніринг, комп'ютерне моделювання та проектування обладнання хімічних і нафтопереробних виробництв» / уклад.: С.В. Гулієнко // КПІ ім. Ігоря Сікорського – Електронні текстові данні (1 файл: 3,17 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. – 166 с.

11. Гомеля М. Д., Трус І. М., Шаблій Т. О. Електродіалізне опріснення розчинів з високим вмістом іонів жорсткості / М.Д. Гомеля, І.М. Трус, Т.О. Шаблій // Вісник Чернігівського державного технологічного університету, 2014, № 1 (71). - С. 51–56.

12. І.М. Макаренко. Електрохімічне знесолення розчинів що містять іони жорсткості / І. М. Макаренко // Східно-Європейський журнал передових технологій.

Технології органічних і неорганічних речовин. -Харків: 4/6 (70) ISSN 1729-3774 / С.48-53.

13. Wisniewski, J. Donnan dialysis for hardness removal from water before electro-dialytic desalination [Text] / J. Wisniewski, A. Rozanska // Desalination. – 2007. – Vol. 212, Issue 1 - 3. – P. 251–260. doi:10.1016 / j.desal.2006.11.008.

14. Пісарська Б. Аналіз русловій одержання H_2SO_4 і $NaOH$ із розчинів сульфату натрію методом електродіалізу /Б. Пісарська, Р. Ділевські // Журнал прикладної хімії. – 2005. – Т. 78, № 8. – С. 33–38.

15. Шаблій, Т. О. Електродіаліз розчину хлориду натрію з одержанням соляної кислоти та луку / Т. О. Шаблій, В. В. Іванюк, М. Д. Гомеля // Вісник НТУУ «КПІ». Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2011. – № 1 (11). – С. 67–71.

16. Голтвяницька, О. В. Видалення та розділення хлоридів і сульфатів при іонообмінному знесоленні води / О. В. Голтвяницька, Т. О. Шаблій, М. Д. Гомеля, С. С. Ставська // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2012. – Т. 1, № 6 (55). – С. 40–44.

17. І.М. Макаренко, канд. техн. наук, ст. нучн. співроб., І.М. Трус, магістр, В.М. Грабітченко, магістр. Іоннообмінне знесолення та пом'якшення вод із підвищеними рівнями мінералізації та жорсткості / І. .М. Макаренко, І. М. Трус, В.М. Грабітченко, // Праці Одеського політехнічного університету.- 2014. - Нац. техн. ун-т України “КПІ”. – Київ, 2014. Вип. 1(43). С. 235-241.

18. Мінаєва В.О. Іонний обмін та іонообмінна хроматографія / В. О. Мінаєва // – Черкаси: Вид. від. ЧНУ імені Богдана Хмельницького, 2015. – 128 с.

19. Чарний Д.В., Чернова Н.М. Дослідження каталітичної плівки на зернах фільтруючого завантаження та процеси, що викликають її утворення. / Д. В. Чарний, Н. М. Чернова // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Вип. 25. – Київ.: КНУБА, 2015. – С. 279-285.

20. Державні будівельні норми України. ДБН В.2.5-74:2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – Київ: Мінрегіон України, 2013. – С. 103-107.

21. Литвиненко Л.Л., Вижевська, Т.В. (2018) Особливості горизонтального фільтрування крізь плаваюче завантаження при пом'якшенні природних вод / Л.Л. Литвиненко, Т. В. Вижевська // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. - 2018. - № 1(81)). - С. 55-62.

22. Орлов, В. О.Мартинів, С. Ю.Корнійчук, К. С. Дослідження знезалізнення води на пінополістирольному фільтрі в напірному та безнапірному режимах роботи / В. О. Орлов, С. Ю. Мартинів, К. С. Корнійчук // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія: технічні науки. № 3(67). Київ.- 2014. - С. 353-360.

23. Орлов В.О., Зошук В.О., Яцунов С.О. Гідроавтоматичні пінополістирольні фільтри / В.О. Орлов, В.О. Зошук, С.О. Яцунов // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Вип. 25. / Гол. Ред. О.С.Волошкіна. - Київ: КНУБА, 2015. - С. 198-205

24. Трус І.М. Опріснення шахтних вод з високою жорсткістю при використанні електродіалізу / І.М. Трус, І.М. Макаренко, Т.О. Шаблій // Вісник Чернігівського державного технологічного університету: Серія: технічні науки. №2 (73). - Чернігів: ЧНТУ. - 2014. – С. 49-54.

25. Гомеля М. Д. Іонообмінна стабілізаційна обробка мінералізованих вод перед їх зворотньоосмотичним опрісненням / М. Д. Гомеля, В. М. Грабітченко, В. В. Рисухін // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково– техн. зб. / Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт. ; гол. ред . А. М. Кравчук. – Київ : КНУБА, 2016. - Вип. 26. - С. 7 - 15.

26. Рибалова О. В. Водопостачання та водовідведення: Курс лекцій. Для студентів денної форми навчання. Спеціальність 101 «Екологія» Освітньо-кваліфікаційний ступінь «магістр». / Укладач: О. В. Рибалова // Х: НУЦЗУ, 2017. - С. 58.

27. Ляшенко Є. В., Біла Т. А., Охріменко О. В. Процеси очищення води. Кріознесолення / Є. В. Ляшенко, Т. А. Біла, О. В. Охріменко // Екологія, іхтіологія та аквакультура. - Таврійський науковий вісник. № 97, -С. 236-243.

28. Іванченко Л. В. Хімія і технологія води : навчальний посібник / Л. В. Іванченко, В. Я. Кожухар, В. В. Брем // Одеса: Екологія, 2017. – 208, С.105.