

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

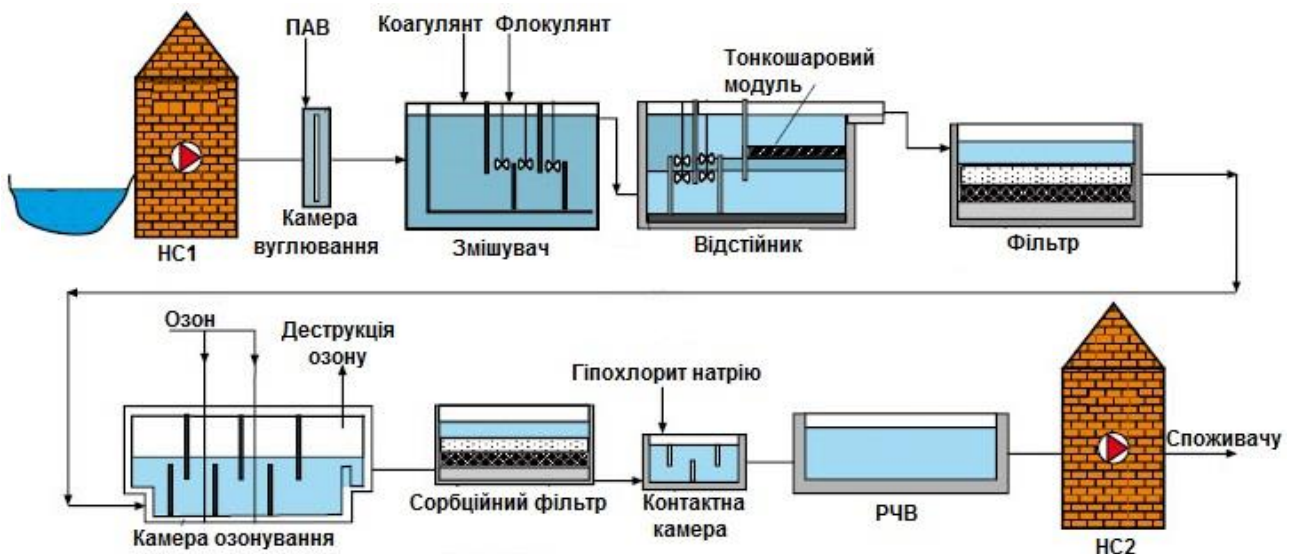
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА імені О. М. БЕКЕТОВА

О. А. Сироватський, А. С. Карагяур

ПЕРСПЕКТИВНІ НАПРЯМКИ ВДОСКОНАЛЕННЯ ВОДНИХ
ТЕХНОЛОГІЙ

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

(для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти всіх форм навчання
зі спеціальності G19 – Будівництво та цивільна інженерія, освітня програма
«Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології»)



Харків
ХНУМГ ім. О. М. Бекетова
2026

Сироватський О. А. Перспективні напрямки вдосконалення водних технологій : конспект лекцій для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти всіх форм навчання зі спеціальності G19 – Будівництво та цивільна інженерія, освітня програма «Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології» / О. А. Сироватський, А. С. Карагяур ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Харків : ХНУМГ, 2026. – 128 с.

Автори:

канд. техн. наук, доц. О. А. Сироватський,
д-р техн. наук, проф. А. С. Карагяур

Рецензент

Т. С. Айрапетян, кандидат технічних наук, доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод (Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова)

Рекомендовано кафедрою водопостачання, водовідведення і очищення вод, протокол № 21 від 27.06.2025

© О. А. Сироватський, А. С. Карагяур, 2026
© ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2026

ЗМІСТ

ВСТУП	5
ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 1 ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД	6
Тема 1 Сучасні схеми очистки природних вод від домішок антропогенного походження	6
1.1 Види антропогенних домішок і методи їх вилучення	6
1.2 Технологічні схеми очищення вод, що містять антропогенні домішки	9
Контрольні запитання.....	13
Тема 2 Корекція сольового складу природних вод	13
2.1 Загальні відомості	13
2.2 Реагентні способи пом'якшення води.....	15
2.3 Термічне та електродіалізне пом'якшення води.....	20
2.4 Іонообмінний спосіб зм'якшення води	21
Контрольні запитання.....	24
Тема 3 Корекція вмісту фтору в питній воді	25
3.1 Загальні відомості	25
3.2 Фторування природних вод	26
3.3 Знефторування води.....	29
Контрольні запитання	34
Тема 4 Перспективні методи обробки вод підземних джерел	34
4.1 Загальні відомості	34
4.2 Деферизація води	36
4.2 Безреагентні методи знезалізнення	38
4.3 Реагентна деферизація	44
4.4 Біологічний метод знезалізнення	48
4.5 Очищення природних вод від марганцю	49
4.6 Деманганація окислювачами	50
4.7 Біологічна деманганація	51
Контрольні запитання.....	53
ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 2 ВДОСКОНАЛЕННЯ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД	53
Тема 5 Сорбційні технології очищення води	53
5.1 Сутність методу адсорбції	53
5.2 Характеристика основних сорбентів	55
5.3 Теоретичні основи сорбційного процесу	58
5.4 Апаратурне оформлення адсорбційного очищення води	61
5.5 Регенерація адсорбентів.....	65
Контрольні запитання.....	66
Тема 6 Вдосконалення біологічних методів очищення вод.....	66
Контрольні запитання.....	73

Тема 7 Очищення вод від іонів важких металів, токсичних сполук, радіонуклідів	74
7.1 Видалення з води миш'яку, свинцю, міді, цинку і синтетичних мийних засобів	74
7.2 Очищення води від радіонуклідів.....	76
Контрольні запитання.....	79
Тема 8 Демінералізація вод	79
8.1 Класифікація методів опріснення і знесолення води	79
8.2 Дистиляційне опріснення і знесолення води	81
8.3 Очищення води виморожуванням і газогідратним способом.....	83
8.4 Опріснення і знесолення води зворотним осмосом	86
8.5 Опріснення води електродіалізом	89
8.6 Іонообмінне опріснення і знесолення води	90
Контрольні запитання.....	93
ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 3 СУЧАСНІ НАПРЯМИ ВДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЙ ВОДОПІДГОТОВКИ	94
Тема 9 Окислювальні методи обробки вод.....	94
9.1 Загальні відомості	94
9.2 Обробка хлором та його похідними	96
9.3 Обробка води озоном	102
9.4 Знезараження води УФ-випромінюванням	106
9.5 Фільтрувальні, ультразвукові та інші способи знезараження.....	108
Контрольні запитання.....	111
Тема 10 Вилучення з води розчинених газів	111
10.1 Суть способу дегазації і галузі його застосування	111
10.2 Теорія дегазації води	112
10.3 Фізичні способи дегазації води	113
10.4 Хімічні способи дегазації води	117
Контрольні запитання.....	118
Тема 11 Кондиціонування води.....	118
11.1 Суть методу дезодорації і сфера його застосування	118
11.2 Коригування мінералізації води	123
Контрольні запитання.....	125
СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНИХ ДЖЕРЕЛ	126

ВСТУП

Навчальна компонента «Перспективні напрямки вдосконалення водних технологій» є вибірковою в межах освітньої програми «Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології» для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти. Вона спрямована на поглиблення знань з технологій обробки природних, стічних і промислових вод, вивчення сучасних технологій і тенденцій у водній інженерії, способами вдосконалення традиційних схем очищення і перспективних напрямків розвитку водних технологій.

Метою вивчення навчальної компоненти є набуття здобувачами знань і умінь з теорії і практики сучасних перспективних технологій обробки води комунальних і промислових систем водопостачання та водовідведення, а також формування у майбутніх фахівців навичок, знань і умінь з інженерного розрахунку та конструювання споруд і елементів систем очищення води.

Основою успішного засвоєння матеріалів цього курсу є базові знання з теоретичних основ очищення природних і стічних вод, очисних споруд водопостачання та водовідведення, промислової водопідготовки.

Ця освітня компонента складається з лекційного курсу, курсу практичних занять, завдань для самостійного засвоєння, а також передбачається виконання здобувачами курсової роботи. Підсумкова атестація здійснюється в тестовій формі на базі дистанційного курсу Moodle компоненти.

У результаті вивчення курсу, здобувачі отримають результати навчання, які дозволять:

- аналізувати ефективність сучасних методів обробки вод;
- вибирати оптимальний склад обладнання і режим експлуатації установок під час реалізації перспективних методів очистки вод;
- розробляти технологічні схеми очищення і комунікацій очисних установок під час вдосконалення методів підготовки води.

Освітня компонента забезпечує набуття здобувачами таких загальних і фахових компетентностей, як: знання і розуміння предметної сфери та розуміння професії, здатність виявляти напрями вдосконалення об'єктів водної інженерії та водних технологій, здатність пояснювати процеси, що відбуваються на основних етапах проектування, експлуатації, реконструкції гідротехнічних та водогосподарських об'єктів.

ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 1 ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД

Тема 1 Сучасні схеми очищення природних вод від домішок антропогенного походження

1.1 Види антропогенних домішок і методи їх вилучення

Під час вибору технологій водопідготовки за умов підвищених антропогенних навантажень на джерела головну роль відіграє об'єктивна оцінка джерела господарсько-питного чи технічного водопостачання. Гідрохімічний режим поверхневих джерел формується в умовах інтенсивної господарської діяльності на водозборах. До природних факторів, що впливають на якість природних вод, належать такі: геоморфологічна будова, кліматичні умови, поверхневий та ґрунтовий покрив, поверхневі та підземні води тощо.

В останні десятиліття спостерігається поява у воді водотоків та водойм широкого спектра забруднюючих речовин, переважно антропогенного походження, та погіршення якості води в цілому. Тому за нинішніх умов необхідно враховувати і значний вплив антропогенних чинників формування якості природних вод з урахуванням розосереджених і зосереджених джерел антропогенно-техногенного навантаження, розташованих у районі водозбору.

Основними антропогенними забрудненнями, що надходять у поверхневі джерела з неочищеними або недостатньо очищеними господарсько-побутовими та промисловими стічними водами, зливовим та талим стоком із водозборів, поверхневим стоком із територій промислових підприємств, агропромислових комплексів, хвостосховищ, меліоративних сільгоспугідь тощо, є феноли, пестициди, нафтопродукти, азотні сполуки (азот амонійний, нітрити та нітрати), солі важких металів та поверхнево-активні речовини (ПАР). Багато з них мають кумулятивні властивості і можуть значною мірою змінювати гідрохімічний режим джерела.

Нормативи вмісту основних антропогенних домішок у питній воді згідно з ДСТУ 7525:2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості наведені в таблиці 1.1.

Феноли техногенного походження потрапляють у джерела з недостатньо очищеними стічними водами коксових виробництв, нафтопереробних заводів, із продуктами перегонки смоли, що утворюються під час деструкції целюлози. Фенольний індекс очищеної води не повинен перевищувати 0,25 мг/л. При цьому до вмісту окремих компонентів висуваються більш жорсткі вимоги, наприклад, для фенолу ГДК становить 0,001 мг/л. Існуючі методи очищення природних вод від фенолів базуються переважно на окисних впливах перекису водню, озону, калію перманганату і сорбції на активованому вугіллі.

Асортимент пестицидів, що використовуються в сільському господарстві як гербіциди та інсектициди для боротьби з бур'янами і шкідниками сільгоспкультур, дуже широкий і різноманітний. Це хлорорганічні та

фосфорорганічні сполуки, похідні карбамінової кислоти, гетероциклічні сполуки. Хлорорганічні пестициди відрізняються високою стійкістю до впливу навколишнього середовища та збільшенням концентрацій у наступних ланках біологічного ланцюга. Надходять пестициди у джерела зі стоками талих та дощових вод із полів та сільгоспугідь, ґрунтових вод у районі зрошуваного землеробства за неправильної технології обробки. Лімітовані ГДК для різних класів пестицидів коливаються в широких межах. Так, наприклад, для карбофосу ГДК за органолептичною ознакою становить 0,05 мг/л, для гексахлорану – 0,02 мг/л.

Таблиця 1.1 – Нормативи основних антропогенних домішок у природній воді

Показник	Одиниці вимірювання	Норматив	
		Вода систем централізованого водопостачання	Вода нецентралізованого водопостачання
Хімічні компоненти, що впливають на органолептичні властивості води			
Феноли	мг/дм ³	0,001	Немає
Нафтопродукти	мг/дм ³	0,1	Немає
Неорганічні компоненти токсикологічних показників нешкідливості			
Нітрати (за NO ₃ ⁻)	мг/дм ³	50	5,0
Нітрити (за NO ₂ ⁻)	мг/дм ³	0,5 (0,1)	0,02
Амоній (за NH ₄ ⁺)	мг/дм ³	0,5 (2,6)	Немає
Миш'як	мг/дм ³	0,01	Немає
Ціаніди	мг/дм ³	0,05	Немає
Органічні компоненти токсикологічних показників нешкідливості			
СПАР	мг/дм ³	0,5	Немає
Пестициди	мг/дм ³	0,0005	Немає
Інтегральні показники			
Окиснювальність перманганатна	мгО ₂ /дм ³	5,0	0,75

Відмінність у фізико-хімічних властивостях пестицидів, що застосовуються, обумовлює труднощі у виборі технологій їх видалення з поверхневих вод. У випадках одночасної наявності кількох видів пестицидів, технологія водопідготовки повинна містити реагентну обробку води та її сорбційне доочищення. Коагуляція і фільтрування можуть виявитися ефективними лише у випадках, коли пестициди наявні у воді у вигляді суспензій або колоїдних частинок. Розкладання пестицидів під дією активного хлору відбувається з невеликою швидкістю, вимагає підвищених доз окислювача та подальшого дехлорування. У більшості випадків обробка хлором поверхневих вод, що містять пестициди, є малоефективною і призводить до утворення більш токсичних вторинних продуктів. У разі наявності у воді

специфічних пестицидів (симазин, токсафен) сорбція на активованому вугіллі виявляється надійним і практично єдиним методом очищення. Для цього використовують вугілля марок: БАУ, КАД-йодний, ОУ-А. У разі епізодичної появи пестицидів у природних водах під час підготовки питної води перевагу віддають дозуванню порошкоподібного вугілля у трубопровід після насосної станції першого підйому і перед фільтрами (вуглювання) із загальними дозами до 5–12 мг/л.

Нафтопродукти є сукупністю аліфатичних, ароматичних аліциклічних вуглеводнів, що становлять основну частину нафти. У разі надходження у поверхневі води водойм і водотоків, вони різко погіршують органолептичні властивості води, надають мутагенний (канцерогенний) вплив на живий організм (наприклад, пірен, фенантрен тощо). Відповідно до чинних нормативів, ГДК нафтопродуктів (сумарно) у воді питної якості, що нормуються за органолептичним показником шкідливості, не повинно перевищувати 0,1 мг/л.

У природні води нафтопродукти надходять у разі використання джерел господарсько-питного призначення з метою судноплавства; у разі аварійних скидань стічних вод або порушень необхідних умов відведення та скидання міських та промислових стічних вод (підприємства нафтовидобутку та нафтопереробки); у періоди стоку зливових та талих вод селітебних територій та промислових підприємств, автостоянок, зберігання нафтопродуктів тощо. Залежно від концентрації, способу потрапляння у воду, а також наявності поверхнево-активних речовин і солей, нафтопродукти можуть бути наявні у природній воді в різних станах: у вигляді плівки, емульсії типу «олива у воді» та розчиненому стані.

До відомих методів очищення води від нафтопродуктів, що застосовуються на практиці водопідготовки, належать: сорбція з використанням природних та синтетичних сорбентів; електрокоагуляція та електрофлотація. Використання напірної флотації з додаванням сульфату алюмінію та поліакриламід у лише на 10–15% покращує ефект очищення води від нафтопродуктів. Ефективність методу озонування, стосовно нафтопродуктів, зумовлена переважно їхньою концентрацією та різною природою і коливається, за даними різних авторів, від 0 % до 100%.

Солі важких металів потрапляють у джерела з кислотними дощами, зона випадання яких стрімко охоплює нові райони країни. У м'яких малолужних водах ці дощі здатні на кілька одиниць знизити рН води, що, зі свого боку, не тільки перешкоджає випаданню в осад важких металів, що надходять у ці джерела зі стічними водами промислових підприємств, а й стимулює їхнє розчинення та перехід у воду з придонних осадів. З огляду на це виникає необхідність у розробці таких методів водопідготовки, які могли б забезпечувати глибоке очищення великих витрат природних вод від важких металів.

На традиційних очисних спорудах процес очищення води від важких металів відбувається за рахунок зв'язування іонів важких металів у важкорозчинні сполуки та подальшого виділення їх в осад. У деяких випадках цей процес проходить краще у разі надлишку лужного реагенту, особливо вапна.

Найбільш універсальним методом видалення поверхнево-активних речовин (ПАР) із природних вод є озонування (озонова флоатація) з подальшим очищенням води на традиційних спорудах. Такий і більший ефект може бути досягнутий попереднім коагулюванням і освітленням води. Коагулювання дозволяє також видаляти з води ПАР. Так, обробка води, що містить до 10 мг/л синтетичних детергентів у вигляді алкілбензолсульфонатів, що важко окислюються, сумішшю сірчаноокислого алюмінію і хлорного заліза в кислому середовищі дозволяє практично повністю видалити забруднення з оброблюваної води. Глибоке доочищення від аніоноактивних та неіоногенних ПАР здійснюється сорбцією на активованому вугіллі.

Таким чином, під час обрання технології підготовки води, яка містить антропогенні домішки, необхідно мати інформацію про фактори, що впливають на якість вихідної води, про визначальні типи забруднювачів, про їхні розрахункові концентрації, тимчасовий фактор наявності у вихідній воді у фазово-дисперсному стані домішок.

1.2 Технологічні схеми очищення вод, що містять антропогенні домішки

Для більшості існуючих водопровідних очисних станцій нашої держави і зарубіжних країн спроба покращити очищення води від домішок антропогенного походження за мінімальних витрат зазвичай обмежується використанням аерації води у змішувачах, застосуванням нових коагулянтів і флокулянтів і улаштуванням у швидких фільтрах додаткового шару завантаження з гранульованого активованого вугілля (ГАВ) товщиною 0,3–0,6 м. Однак, як показує досвід, сорбційні властивості вугілля зберігаються в таких умовах роботи не більше, ніж протягом півроку (максимум до двох років) з моменту його засипання у фільтри. Після 60–70 діб експлуатації швидкого фільтра з верхнім шаром ГАВ поверхня зерен сорбенту вкривається тонкодисперсними мулісними суспензіями, які майже не відмиваються. Ця завесь містить окис алюмінію та інші речовини, що виносяться з відстійників. Надалі вугільний шар фільтра відіграє роль верхнього, першого за рухом води, крупнозернистого фільтрувального шару. Регенерацію відпрацьованого вугілля на водоочисних станціях у нашій країні поки що широко не запроваджують через складність процесу і велику вартість технологічного устаткування. Досипають фільтри новим вугіллям марок АГ-3, АГ-5, БАУ тощо в процесі його вимивання, в середньому раз на один (два) роки на 20–25 см.

У практиці підготовки каламутних і забарвлених вод складного фізико-хімічного складу з переважанням органічних забруднень, перевага надається окислювально-сорбційному методу, за якого на кінцевому етапі продукти

обробки озоном затримуються на сорбційних гранульованих фільтрах із товщиною фільтрувального шару до 1,5–2 м, крупністю зерен вугілля 1–2 мм та робочою швидкістю фільтрування 7–10 м/год.

Приклади сучасних схем технологічного очищення питної води від забруднень антропогенного характеру наведені на рисунку 1.1.

Для підвищення ефективності роботи сорбційних фільтрів використовують в одному корпусі тришарове завантаження з макро- і мікропоруватого вугілля різних марок з товщиною шарів від 0,5 м до 1,5 м кожен і крупністю зерен від 0,4 мм до 4,0 мм. У разі швидкостей фільтрування до 10 м/год та періодичного водо-повітряного промивання верхнього шару такі сорбційні фільтри забезпечують необхідне доочищення протягом 1–1,5 років без хімічної або термічної регенерації вугілля.

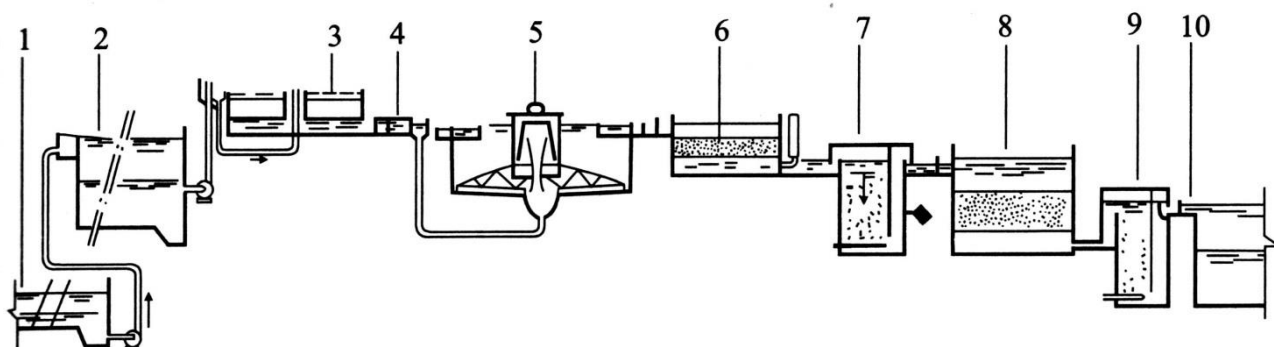


Рисунок 1.1 – Технологічна схема обробки забарвленої води:

- 1 – вихідна вода; 2 – контактний резервуар; 3 – окислювальне завантаження;
- 4 – лоток Паршалля; 5 – освітлювач типу «Циркулятор»; 6 – піщаний фільтр;
- 7 – окислення озоном; 8 – фільтрування через гранульоване активоване вугілля;
- 9 – дезінфекція озоном; 10 – хлорування

Особливу небезпеку становить наявність у воді розчинних нелетких і висококиплячих середньо- і високомолекулярних органічних сполук (вуглеводні, СПАР), здатних утворювати комплекси та асоціати з важкими металами, хлором, фосфором та іншими елементами. У таких випадках використання озону стає малоефективним. Замість нього доцільніше використовувати сорбційне доочищення дозуванням порошкового активованого вугілля (ПАВ). Додавання ПАВ, щоб уникнути його непродуктивних втрат, здійснюють перед освітлювальними фільтрами (часто безпосередньо після водозабору) протягом 5–10 діб з дозами 10–20 мг/л у найбільш несприятливі періоди року (рис. 1.2).

З урахуванням викладеного, інтерес для персоналу водоочисних станцій та розробників нових технологій водоочищення становлять екологічно чисті технології та споруди для очищення та знешкодження води.

Такі технології не виділяють у процесі свого використання шкідливі відходи у навколишнє середовище і здатні вилучати з природних джерел шкідливі для здоров'я людей компоненти антропогенного походження без

їхньої трансформації в інші канцерогени і без шкідливого впливу для самих очисних споруд.

До таких технологій належать фізичні та біологічні методи очищення поверхневих вод, що реалізуються шляхом:

– багатоступеневого безреагентного фільтрування води з використанням крупнозернистих префільтрів;

– безреагентного фільтрування через аеровані біореактори, біофільтри та біосорбери (іноді з озонуванням) спеціальних конструкцій.

Більш широке застосування у практиці водоочищення мають отримати комбіновані технології, що використовують на першій стадії механічні та біологічні процеси передочищення безпосередньо у водозабірному вузлові, а на другій – хімічні або фізико-хімічні з меншими дозами реагентів.

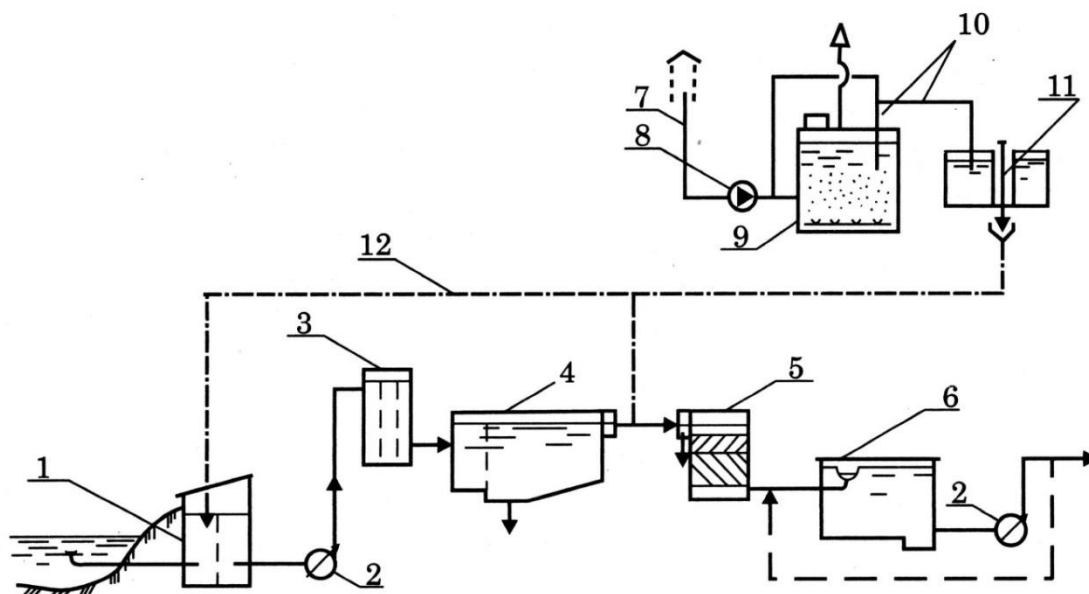


Рисунок – 1.2 Технологічна схема очищення води з використанням вугільного сорбенту:

- 1 – водозабір; 2 – НС1; 3 – змішувач; 4 – відстійник з камерою пластівцеутворення; 5 – швидкий фільтр; 6 – РЧВ; 7 – повітрязабірник, 8 – компресор; 9 – бак приготування суспензії; 10 – ерліфт; 11 – дозатор; 12 – подача порошкового активованого вугілля

До таких технологій належить очищення поверхневих вод з передочищенням у штучних водоймах за рахунок самоочищення і зі штучною інтенсифікацією цього процесу, аеруванням або озонуванням. Технологія передбачає біотестування води для селективного її відбору, періодичну аерацію (іноді озонування) з метою підтримки життєдіяльності мікроорганізмів та подальше безреагентне або реагентне (з мінімальним використанням реагентів) доочищення на традиційних спорудах. При цьому вже на першому етапі очищення окислюваність води може зменшуватися на 30–50 %, концентрація важких металів – на 50–90 %, азоту амонійного – на 50–80 %.

Найбільш певними у дослідно-виробничих та експлуатаційних умовах технологічними схемами водопідготовки некондиційних підземних вод, забруднених антропогенними речовинами, є:

1. Аерація – дегазація – знезалізнення – адсорбція на ГАВ – іонний обмін на клиноптилоліті в Na^+ -формі – знезараження гіпохлоритом натрію або кальцію.

2. Аерація – дегазація – коагулювання – фільтрування – озонування – адсорбція на ГАВ – знезараження хлором або хлорреактантами.

3. Аерація – дегазація – озонування – фільтрування (освітлення, знезалізнення) – деманганізація – адсорбція на ГАВ – УФ-знезараження. Варіантами схеми є здійснення подвійного озонування з рекуперацією озону на першому ступені та інтенсифікація вторинного (основного) озонування з впливом УФ-опромінення та додаткового окислювача (H_2O_2) та каталізатора.

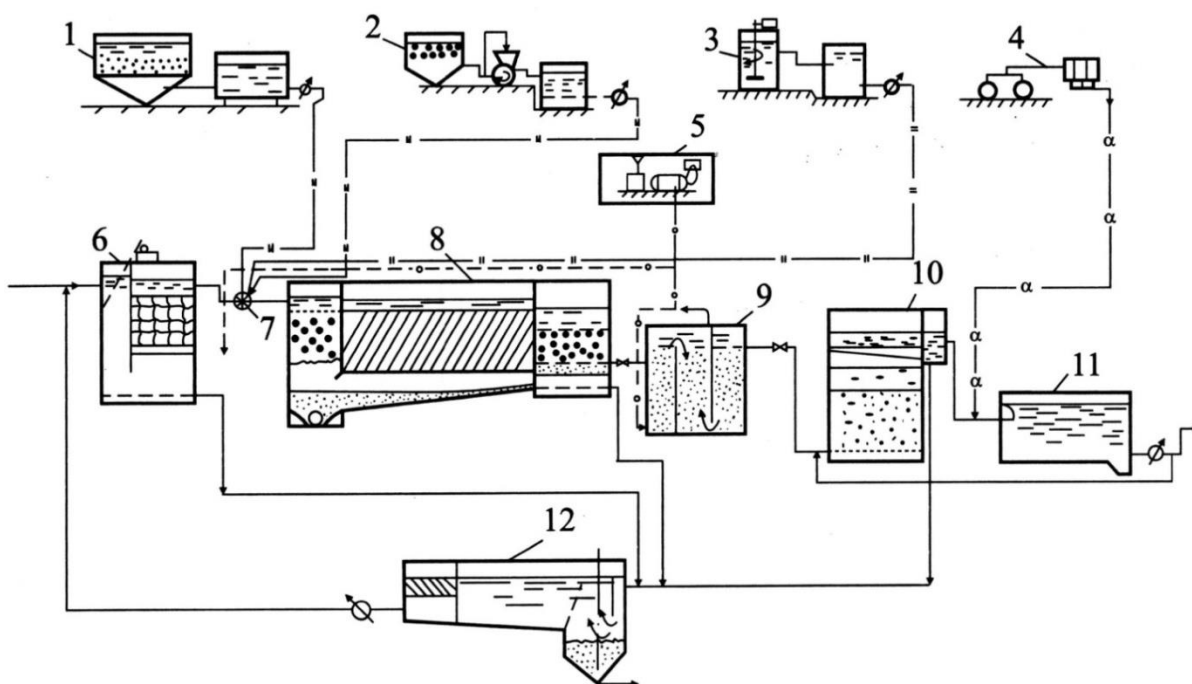


Рисунок 1.3 – Технологічна схема очищення поверхневих вод зі значним вмістом органічних речовин:

- 1 – реагенте господарство; 2 – вапно; 3 – поліакриламід; 4 – хлорування;
- 5 – генератор озону; 6 – вхідна камера з біореактором; 7 – змішувач;
- 8 – очисний блок; 9 – контактний газорідний реактор;
- 10 – контактний двошаровий сорбційний освітлювач;
- 11 – РЧВ; 12 – блок очищення промивної води

Погіршення якості поверхневих вод протягом останніх 30-ти років під впливом антропогенних (техногенних) факторів зумовило необхідність підвищення бар'єрної (захисної) функції водоочисних станцій господарсько-питного призначення.

Відповідно до запропонованих класів вод та стратегії вибору водоочисних технологій розроблено низку нових та вдосконалених технологічних схем.

Для очищення каламутних і сильнозабруднених протягом року вод запропонована технологія (рис. 1.3), що містить на першій стадії обробку води в біореакторі з носіями прикріплених мікроорганізмів.

Контрольні запитання

1. Які домішки мають техногенне та антропогенне походження?
2. Із чим пов'язана необхідність вдосконалення традиційних схем очищення вод?
3. Який документ регламентує мінімально допустимий вміст забруднювальних домішок?
4. Які сучасні методи і перспективні напрямки вдосконалення схем очищення вод є найбільш поширеними?
5. Сформулюйте сучасні уявлення про схеми підготовки вод підземних джерел.

Тема 2 Корекція соляового складу природних вод

2.1 Загальні відомості

Жорсткість (твердість) води зумовлена наявністю в ній іонів кальцію і магнію у вигляді їхніх солей. Розрізняють тимчасову і постійну жорсткість, а також загальну, карбонатну і некарбонатну жорсткість.

Тимчасова жорсткість (твердість) води – компонента загальної твердості води, що може бути усунена кип'ятінням. Пов'язана з наявністю розчинних солей Ca та Mg, зокрема $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$.

Постійна жорсткість води – компонента загальної жорсткості, яка не може бути усунена кип'ятінням. Вона пов'язана зі вмістом у воді розчинних солей Ca та Mg, наприклад, CaCl_2 , $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$.

Карбонатна жорсткість зумовлена вмістом у воді карбонатів і гідрокарбонатів кальцію і магнію, некарбонатна жорсткість – вмістом у воді кальцієвих і магнієвих солей сірчаної, соляної і азотної кислот гідрокарбонатів кальцію і магнію.

Відповідно загальна жорсткість води є сумою тимчасової і постійної, а також карбонатної і некарбонатної жорсткості.

Надмірний вміст солей жорсткості у воді може призводити до виникнення щільних відкладень на внутрішній поверхні трубопроводів і обладнання, особливо в теплообмінниках. Також вода з підвищеними концентраціями солей жорсткості зменшує ефективність миючих засобів і вимагає їх підвищених витрат під час прання і гігієнічних процедур. Використання надмірно жорсткої води для поливу рослин, зелених насаджень призводить до мінералізації ґрунту. Вода з підвищеною жорсткістю також

негативно впливає і на здоров'я людини: вона може спричиняти подразнення шкіри і загострення шкірних захворювань, утворення каменів у нирках, дискомфорт у шлунково-кишковому тракті у чутливих людей, погіршуються органолептичні властивості води (смак), погіршується засвоєння (біодоступність) організмом людини важливих мікроелементів (залізо, цинк), виникають проблеми з волоссям, солі твердості сприяють виникненню карієсу.

Процес зниження рівня жорсткості води, тобто видалення з неї катіонів кальцію і магнію називають пом'якшенням.

Згідно з державним стандартом жорсткість води, призначеної для господарсько-побутових цілей і питного водопостачання, не повинна перевищувати 7 ммоль/дм³ (7 мг-екв/л). За узгодженням з органами санітарного нагляду ця норма може бути збільшена до 10 ммоль/дм³. У деяких галузях виробництва до технологічної якості води висуваються більш жорсткі вимоги – 0,05–0,01 ммоль/дм³.

Зазвичай джерела води, які використовують для підготовки питної води, відповідають нормам питної води, і тому її пом'якшення не проводять. Для підземних вод величина жорсткості варіюється в межах 1,5–15,0 мг-екв/л, тому їхня підготовка для господарсько-питних потреб вимагає пом'якшення. Крім того, показник жорсткості суворо лімітується у воді, яка призначається для живлення котлів, теплообмінних апаратів і охолоджуючих пристроїв, а також для виробництва у текстильній і паперовій промисловості.

Якщо вміст солей твердості у природній воді перевищує нормативні вимоги, то крім процесів прояснення, знебарвлення та знезараження проводять пом'якшення.

Для пом'якшення води застосовують такі способи: реагентний, термічний, іонообмінний, діаліз, комбінований.

Реагентні способи ґрунтуються на видаленні з води іонів Ca²⁺ і Mg²⁺ за допомогою певних реагентів, які трансформують їх на практично нерозчинні сполуки. За термічного способу пом'якшення воду нагрівають, дистиллюють або виморожують. Основою іонного обміну є фільтрування пом'якшеної води крізь спеціальні матеріали-іоніти, які обмінюють іони Na⁺ або H⁺ із іоніту на іони Ca²⁺ і Mg²⁺ води. Діалізне пом'якшення ґрунтується на різних швидкостях дифузії солей твердості крізь напівпроникну мембрану. Комбіновані способи – це різні комбінації зазначених вище способів.

Вибір способу пом'якшення води залежить від її якості (хімічного складу), необхідної глибини пом'якшення і техніко-еколого-економічних міркувань. У попередніх висновках припускають, що воду з поверхневих джерел доцільно пом'якшувати реагентними способами, якщо одночасно проводити її прояснення і знебарвлення. Для пом'якшення підземних вод доцільно застосовувати іонний обмін. Часто для видалення солей твердості, особливо за глибокого пом'якшення, комбінують різні способи: частину іонів кальцію і магнію видаляють реагентними способами, а їхній залишок вилучають катіонним обміном. Для уникнення погіршення якості питної води

(органолептичних властивостей) рекомендують застосовувати лише вапняковий спосіб пом'якшення (декарбонізацію) з наступною стабілізацією оброблюваної води.

Основні характеристики і умови використання методів пом'якшення води наведені в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 – Характеристика способів пом'якшення води

Показник	Термічний	Реагентний	Іонообмінний
Характеристика методу	Воду нагрівають до температури вище за 100 °С. При цьому видаляється карбонатна і некарбонатна жорсткість	До води додають хімічні речовини, які зв'язують іони жорсткості в малорозчинні сполуки	Воду пропускають через катіонітові фільтри
Призначення	Усунення карбонатної або тимчасової жорсткості з води	Неглибоке пом'якшення за одночасного освітлення	Глибоке пом'якшення води за малого вмісту завислих речовин
Витрата води на власні потреби	–	До 10 %	30 % і більше
Умови ефективного використання			
Показник	Термічний	Реагентний	Іонообмінний
Каламутність вихідної води	До 50 мг/л	До 500 мг/л	До 10 мг/л
Жорсткість води, мг-екв/л	Карбонатна з переважанням СаНСО ₃ , некарбонатна у вигляді гіпсу	5–30	До 15
Залишкова жорсткість, мг-екв/л	Карбонатна до 0,035, СаSO ₄ до 0,7	До 0,7	0,03–0,05 у разі одноступеневого і 0,01 у разі двоступеневого катіонування
Температура	До 270	До 90	До 30–60

У водопідготовці на сьогоднішній день найбільшого розповсюдження набули реагентний та іонообмінний методи.

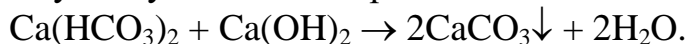
2.2 Реагентні способи пом'якшення води

Пом'якшення води реагентними способами ґрунтується на обробленні її реагентами, що утворюють малорозчинні сполуки кальцію і магнію – СаСО₃,

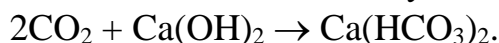
Mg(OH)₂, Ca₃(PO₄)₂, Mg₃(PO₄)₂ тощо з наступним їх видаленням у прояснювачах, відстійниках і прояснювальних фільтрах. Залежно від реагенту, що використовується розрізняють вапняний (вапняковий) спосіб (Ca(OH)₂), вапняно-содовий (Ca(OH)₂ + Na₂CO₃), содово-натрієвий (NaOH + Na₂CO₃), барієвий (BaCO₃ або Ba(OH)₂), фосфатний (Na₃PO₄) та інші способи пом'якшення.

При цьому солі кальцію та магнію переходять у нерозчинні сполуки і випадають в осад. Цей метод виправданий у разі відносно великих витрат води, оскільки пов'язаний з вирішенням низки специфічних проблем, таких як фільтрація осаду, точне дозування реагенту.

За допомогою *вапнякового способу* пом'якшують воду з високою карбонатною і низькою некарбонатною твердістю та у разі, якщо з води не треба видаляти солі некарбонатної твердості. Як реагент використовують вапно у вигляді розчину або суспензії (вапняне молоко), що подають у попередньо підігріту воду. При цьому відбувається така реакція:



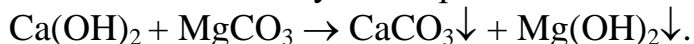
Якщо вода містить вільну вуглецеву кислоту, яка зазвичай наявна у природних водах, то ця сполука першою реагує з вапном, утворюючи гідрокарбонат, що, зі свого боку, спричиняє підвищення загальної лужності води і кальцієвої жорсткості, і лише після цього відбувається зазначена реакція:



Зі вмістом бікарбонатів кальцію і магнію згодом відбувається реакція:



Оскільки карбонат магнію є достатньо розчинним у воді (близько 70 мг/л за нормальних умов), наявність надлишку CaO призводить до такої реакції:



Таким чином, за умов точного дозування реагенту, лужність води може бути знижена до теоретичної межі розчинення системи CaCO₃↓ + Mg(OH)₂↓.

Глибина пом'якшення вапнуванням визначається розчинністю карбонату кальцію та гідроксиду магнію. Практично вода пом'якшена вапняним або вапняно-содовим способом, має залишкову жорсткість не менше 0,5–1,0 мг-екв/дм³ через здатність карбонату кальцію гідроксиду магнію утворювати перенасичені розчини.

Для прискорення видалення колоїднодисперсних домішок та зменшення лужності води одночасно з вапнуванням застосовують коагуляцію цих домішок сульфатом заліза (II) (залізним купоросом) – FeSO₄ × 7H₂O. Карбонат кальцію інтенсивно виділяється на поверхні кварцового піску або мармурового кришва. Тому у практиці пом'якшення води широко застосовують відстійники з контактено-шламовими змішувачами або рециркуляцією шламу, прояснювачі із завислим шаром осаду та вихрові реактори з піском чи мармуровим кришвом. Залишкова твердість пом'якшеної води після декарбонізації може бути на 0,4–0,8 ммоль/дм³ більша, ніж некарбонатної, а лужність досягати 0,8–1,2 ммоль/дм³.

Відпрацьовану контактну масу, що складається з 95–97 % CaCO_3 і 5–15 % H_2O , можна використовувати для отримання вапна, яке повторно застосовують для пом'якшення води. Якщо у пом'якшеній воді міститься велика кількість іонів магнію і для її прояснення треба додавати коагулянт, виділення осаду проводять у прояснювачах.

Установка для реагентного пом'якшення повинна мати:

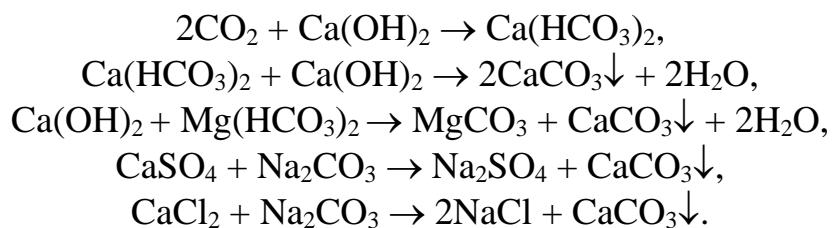
- зону ретельного перемішування кристалів, які рециркулюються, вапна і оброблювальної води;
- зону відстоювання, з якої утворені кристали вилучаються і частково повертаються в зону перемішування.

Використання коагулянту необхідно для підвищення швидкості осадження і можливості запровадження високопродуктивних відстійників або прояснювачів.

Зменшення некарбонатної жорсткості одночасно з карбонатною може бути досягнуто використанням вапняно-содового методу пом'якшення води.

У разі додавання у воду гашеного вапна відбувається нейтралізація вільної вуглецевої кислоти і розпад бікарбонатів, а додавання у пом'якшену воду розчину соди сприяє зменшенню некарбонатної жорсткості.

У процесі вапняково-содового пом'якшення води відбуваються такі реакції:



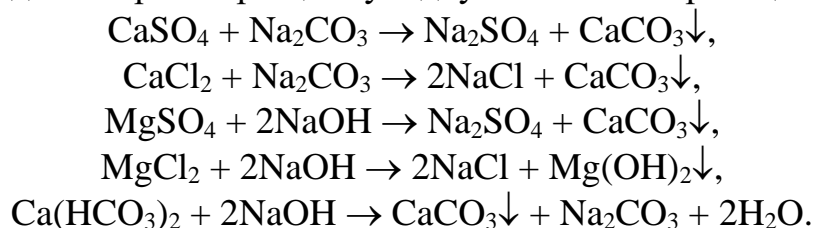
Вапняково-содовий спосіб пом'якшення води часто здійснюють у дві стадії. Спочатку з води видаляють органічні домішки і значну частину карбонатної твердості, використовуючи солі алюмінію або заліза з вапном. Після цього додають соду і решту вапна. Для видалення органічних домішок одночасно з пом'якшенням води як коагулянти застосовують лише солі заліза, оскільки за високих значень рН води, потрібних для видалення солей магнію, солі алюмінію можуть утворювати добре розчинний алюмінат натрію.

В установках вапняково-содового пом'якшення води рекомендують застосовувати однопотокові фільтри з одно- або двошаровим завантаженням. Як фільтрувальне завантаження використовують кварцовий пісок, дроблений антрацит, мармурове кришиво. Необхідно зазначити, що під час нагрівання води зменшується розчинність CaCO_3 і $\text{Mg}(\text{OH})_2$ та відбувається повніший перебіг реакцій. Використання цього способу дає змогу досягти залишкової твердості води 0,5–1 ммоль/дм³ із лужністю 0,7–0,8 ммоль/дм³.

Содово-натрієвий спосіб пом'якшення води використовують у тих випадках, коли карбонатна жорсткість більше за некарбонатну. Сфера застосування цього способу обмежується високою вартістю їдкого натру і

утворенням в процесі обробки значних обсягів вільної вуглекислоти, яка може спричиняти корозію металу і підвищенню сухого залишку.

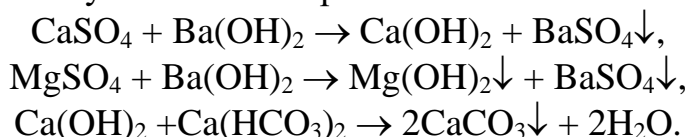
У процесі содово-натрієвого способу пом'якшення води її обробляють содою та гідроксидом натрію. При цьому відбуваються такі реакції:



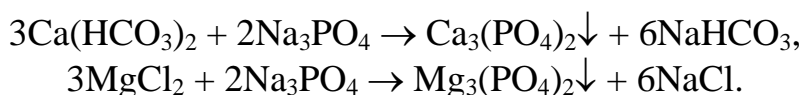
Як видно, осадження карбонату кальцію супроводжується утворенням карбонату натрію, який впливає на постійну жорсткість згідно із зазначеними реакціями содового методу.

Сфера застосування барієвого способу пом'якшення води обмежується високою вартістю і токсичністю реагентів. Однак для промислових об'єктів, де крім пом'якшення є потреба і в частковому знесоленні (видаленні сульфатів), використання солей барію є перспективним.

Хімізм процесу описується такими рівняннями:



Фосфатний спосіб пом'якшення води як самостійний майже не застосовують у зв'язку з високою вартістю реагентів. Фосфати застосовують для пом'якшення води після її оброблення вапном і содою для глибшого вилучення солей твердості, оскільки їхні фосфати менш розчинні. Найбільш глибокий ефект пом'якшення досягається у разі підігрівання води до 105–150 °С:



Основними елементами установок для реагентного пом'якшення води є: пристрої для приготування і дозування реагентів, змішувачі, камери пластівцеутворення (за необхідності), вихрові реактори, прояснювачі з шаром завислого осаду і фільтри.

Вибір технологічної схеми реагентного пом'якшення води вапняним або вапняно-содовим методом визначається кількістю і якістю оброблюваної води: жорсткістю, співвідношенням її компонентів і вмістом завислих речовин.

Для приготування вапняного молока на установках невеликої продуктивності (до 100 м³/год) використовують сатуратори, а на крупних очисних станціях – механізовані установки, які містять бункер для приготування вапна, дробарку, пристрій для гасіння вапна, баки вапняного молока з мішалками.

Використання вапна для потреб пом'якшення і стабілізаційної обробки води пов'язано з необхідністю попереднього гасіння вапна. Через невисоку розчинність вапна її зазвичай дозують у вигляді вапняного молока –

суспензією, що розшаровується. Тому в баках для зберігання вапняного молока необхідне постійне перемішування.

У разі сухого зберігання вапна постачають в негашеному вигляді на склад поряд із приміщеннями, де розташоване обладнання вапняного господарства. За допомогою грейферного крана вапно завантажують в бункер для гасіння. Гасіння вапна проводять за допомогою вапногасилок або шарових млинів. У разі використання комового вапна перед завантаженням у вапногасилку потрібне його попереднє подрібнення в дробарках. Після вапногасилки концентроване вапняне молоко надходить до розчинних баків-сховищ, а потім до гідравлічної або механічної мішалки, де воно розводиться до 5 % концентрації.

За необхідності вапняне молоко можна попередньо освітлювати в гідроциклонах або вертикальних відстійниках. При цьому осад з гідроциклонів або відстійників скидається в бак неочищеного молока, а освітлене молоко подається в бак очищеного молока, а звідти насосом-дозатором в оброблювальну воду.

Для блоків споруд малої і середньої продуктивності технологічна схема вапняного господарства має такий вигляд (рис. 2.1).

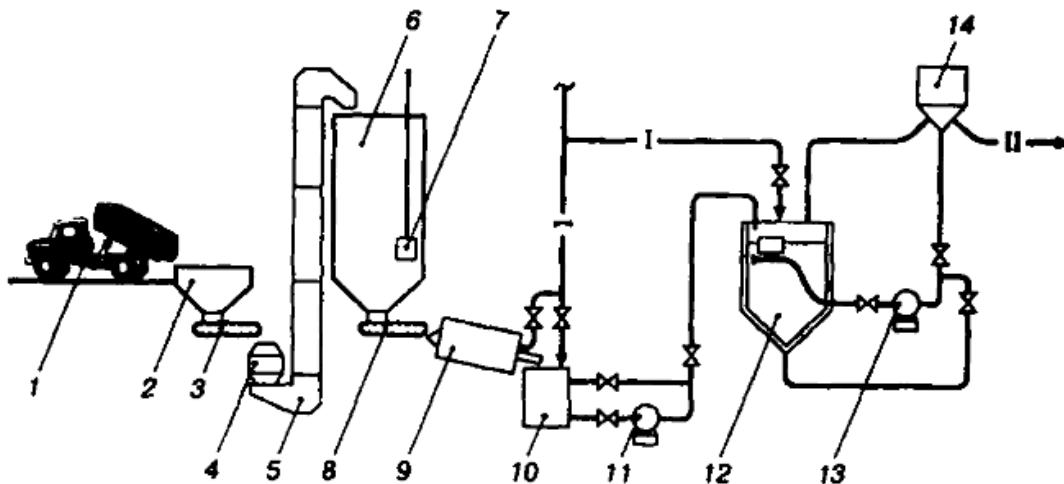


Рисунок 2.1 – Технологічна схема вапняного господарства:

1 – транспорт; 2 – бункер; 3 – живлювач; 4 – дробарка; 5 – елеватор; 6 – бункер-сховище; 7 – вібратор; 8 – живлювач; 9 – вапногасилка; 10 – проміжний бак; 11, 13 – насоси-дозатори; 12 – бак з гідравлічним перемішуванням; 14 – дозатор; I – трубопровід подачі води; II – подача вапняного молока на змішувач

З витратою вапна на станції до 50 кг/добу по CaO допускається використання схеми, за якої вапняне молоко з резервуара розмиву подається до сатуратора подвійного насичення для приготування вапняного розчину. З сатуратора очищене вапняне молоко подається у дозатор.

На відміну від вапна, сода є добре розчинним реагентом. Її дозують у воду у вигляді 5–8 % розчину. Для приготування розчину соди можна використовувати те ж саме обладнання, що і для вапна, показане на схемі вище. Це дозволить оперативно переходити від використання вапна до соди і навпаки,

залежно від наявності реагентів. Приклад типової технологічної схеми пом'якшення води показаний на рисунку 2.2.

Під час розрахунку вихрового реактора визначають його геометричні розміри: діаметр верхньої і нижньої частини, висоту усіченого конуса і об'єм, параметри контактної маси (вагу, висоту завантаження і втрати напору). Схема вихрового реактора показана на рисунку 2.3.

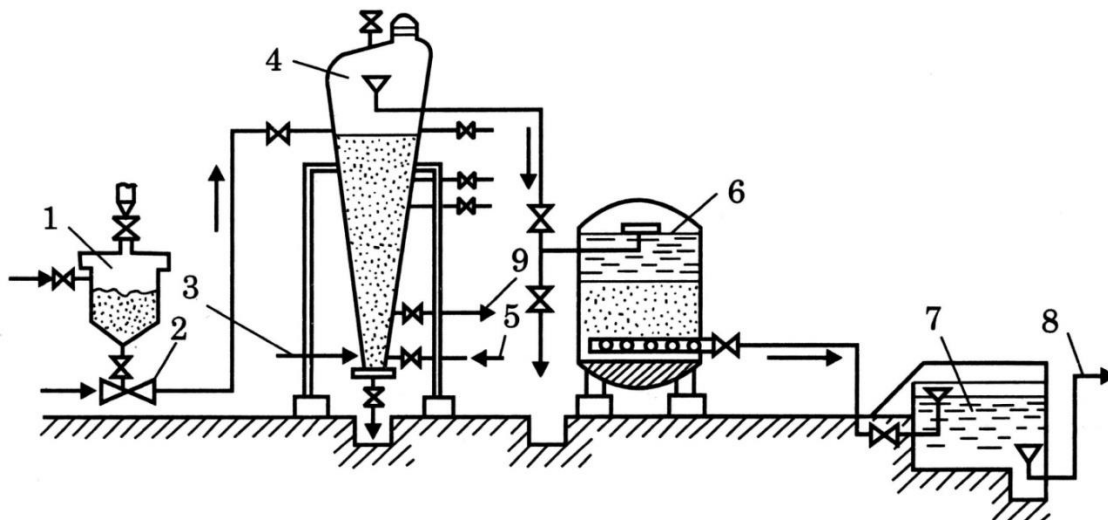
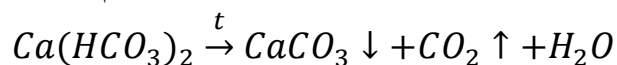


Рисунок 2.2 – Пом'якшувальна установка з вихровим реактором:
 1 – бункер з контактною масою; 2 – ежектор; 3 – подача води на пом'якшення;
 4 – вихровий реактор; 5 – додавання реагентів; 6 – напірний освітлювальний
 фільтр; 7 – резервуар пом'якшеної води; 8 – відведення пом'якшеної води;
 9 – скид контактної маси

Під час оброблення вод у вихрових реакторах реагент для пом'якшення додають у нижню частину споруди, а додавання коагулянту не передбачається.

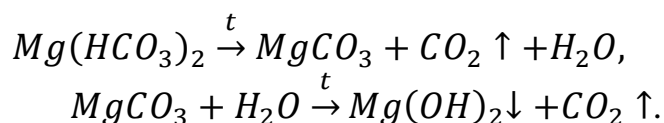
2.3 Термічне і електродіалізне пом'якшення води

Термічне пом'якшення води застосовують під час використання карбонатних вод, які надходять для живлення котлів низького тиску, а також під час використання реагентних способів пом'якшення. Цей спосіб ґрунтується на зміщенні карбонатної рівноваги після нагрівання води у бік утворення карбонату кальцію:



Повністю карбонатну жорсткість води видалити неможливо, оскільки карбонат кальцію залишається частково (до 13 мг/дм³ за 18 °С) розчиненим у воді.

У процесі кип'ятіння води гідрокарбонат магнію зазнає таких перетворень:



Під час кип'ятіння утворюються малорозчинні сполуки CaCO_3 і $\text{Mg}(\text{OH})_2$, що випадають в осад. Одночасно зменшується і розчинність CaSO_4 до $0,65 \text{ г/дм}^3$. При цьому карбонатна твердість досягає до $0,035 \text{ ммоль/дм}^3$, а сульфатна – до $0,70 \text{ ммоль/дм}^3$.

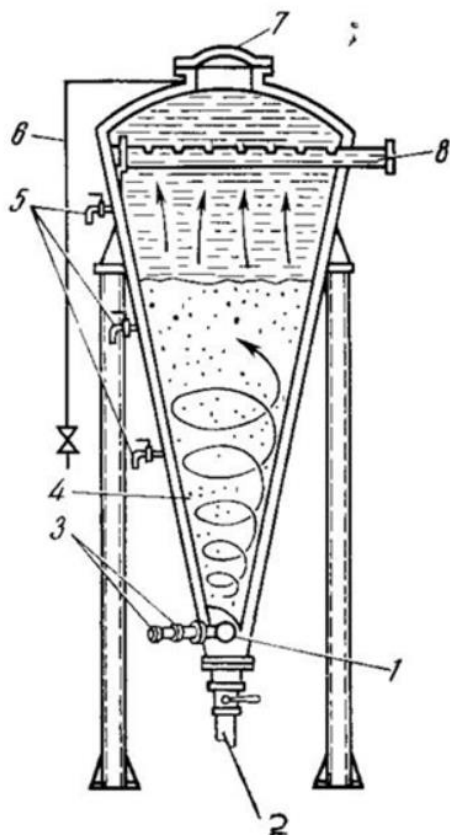


Рисунок 2.3 – Вихровий реактор:

- 1 – подача вихідної води;
- 2 – видалення відпрацьованої контактної маси; 3 – додавання реагентів; 4 – контактна маса;
- 5 – пробовідбірники; 6 – скид повітря; 7 – люк завантаження контактної маси; 8 – відведення пом'якшеної води

Термохімічне пом'якшення води застосовують у процесі підготовки води для використання у парових котлах. Його зазвичай проводять за температури понад $100 \text{ }^\circ\text{C}$ із додаванням вапна і соди та коагулянтів, а також фосфатів, іноді гідроксиду натрію та соди. Залишкова загальна твердість води при цьому становить $0,23 \text{ ммоль/дм}^3$.

Електродіаліз заснований на видаленні з води солей під дією електричного поля. Видалення іонів розчинених речовин відбувається за рахунок спеціальних мембран. Так само як і під час використання технології зворотного осмосу, відбувається видалення й інших солей, крім іонів жорсткості.

Пом'якшення води під час діалізу відбувається за рахунок різної швидкості дифузії солей твердості крізь напівпроникну мембрану. Під дією градієнта концентрації розчинені речовини з різною швидкістю дифундують крізь мембрану в бік розведеного розчину. Розчинник (вода) дифундує в протилежному напрямку, зменшуючи швидкість перенесення розчинених речовин. Діаліз здійснюють у мембранних апаратах з ацетатцелюлозними плівковими мембранами. Залишкова твердість

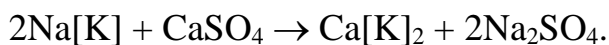
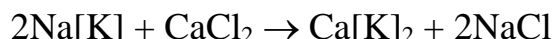
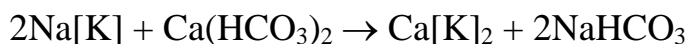
пом'якшеної води досягає $0,01 \text{ ммоль/дм}^3$ і менше. В якості недоліків цього методу варто відзначити необхідність попередньої підготовки води, яка подається на оборотну осмотичну мембрану, а також високу вартість мембран.

2.4 Іонообмінний спосіб пом'якшення води

Іонообмінний спосіб пом'якшення води ґрунтується на здатності певних матеріалів (іонітів) поглинати з води наявні у воді катіони Ca^{2+} і Mg^{2+} , що обумовлюють жорсткість і обмінювати їх на катіони Na^+ , H^+ або NH_4^+ , якими

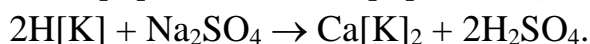
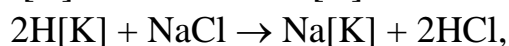
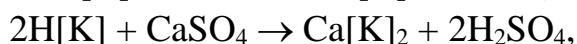
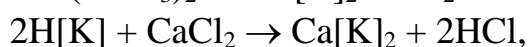
попередньо заряджені їхні активні групи. Розрізняють процеси Na, H або NH₄, катіонування, які можуть бути представлені такими реакціями обміну.

Na-катіонування:

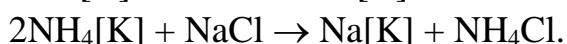
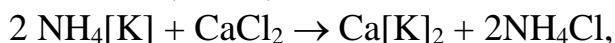
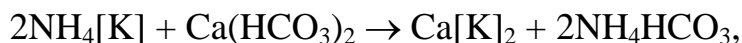


Натрій-катіонування застосовують для пом'якшення природних вод зі вмістом завислих речовин не більше ніж 8 мг/дм³ і забарвленістю не більш як 30 градусів. Жорсткість води зменшується за одноступінчастого натрій-катіонування до 0,05–0,1 ммоль/дм³, а за двоступінчастого – до 0,001 ммоль/дм³.

H-катіонування:



NH₄-катіонування:



[K] – нерозчинна матриця полімеру.

Такий же характер будуть мати реакції Na-, H-, або NH₄-, катіонування щодо солей магнію.

Схема роботи і регенерації катіонітового фільтра наведена на рисунку 2.4. Всередину корпусу фільтра завантажують катіоніт, який заповнює приблизно 2/3 загального об'єму. Зверху залишається певний вільний простір. Вода під напором подається всередину корпусу зверху вниз і проходить через шар катіоніту. Під час проходження води через фільтр відбувається заміна іонів кальцію і магнію, що містяться у вихідній воді, іонами натрію, які містяться в катіоніті. Під час роботи катіоніт забруднюється і його обмінна здатність зменшується. Для відновлення об'єму і обмінної здатності, фільтрувальне завантаження розпушують струменем води знизу вгору. Потім гранульоване завантаження (катіоніт) регенерують 5–8 % розчином кухонної солі і відмивають від осаду і реагенту. Такі фільтри в якості завантаження використовують спеціальні іонообмінні смоли – катіоніти.

Процес пом'якшення води на катіонітових фільтрах містить технологічні операції фільтрування води крізь шар катіоніту до початку досягнення заданої жорсткості у фільтрованій воді (швидкість фільтрування становить 10–25 м/год); розпушування шару катіоніту висхідним потоком пом'якшеної води, відпрацьованого регенерату або промивних вод (інтенсивність потоку 3–4 дм³/(с×м²)); спускання водяної подушки для запобігання розбавлянню регенераційного розчину, регенерація катіоніту фільтруванням розчину певного

складу (швидкість фільтрування 3–5 м/год); промивання катіоніту пом'якшеною водою (швидкість фільтрування 8–10 м/год). Тривалість регенерації зазвичай близько 2 год, причому на розпушування витрачається 10–15 хв, на фільтрування регенераційного розчину – 15–30, на промивання – 30–60 хв.

Регенерація натрій-катіоніту здійснюється фільтруванням крізь нього 5–8-відсоткового водного розчину хлориду натрію. Якщо жорсткість пом'якшеної води до 0,2 ммоль/дм³, концентрація солі має бути 5 %. За жорсткості менше ніж 0,05 ммоль/дм³ передбачають одноступінчасту регенерацію: спочатку 5-відсотковим розчином NaCl у кількості 1,2 м³ розчину на 1 м³ катіоніту, потім 8-відсотковим розчином солі. Процес регенерації описується за такою схемою:

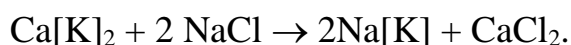


Рисунок 2.4 – Схема роботи катіонітового фільтра

Кухонну сіль застосовують для регенерації завдяки її доступності, дешевизні, а також добрій розчинності солей CaCl₂ і MgCl₂. Останні легко видаляються з регенераційним розчином і промивною водою. Однією з екологічних проблем є утилізація регенераційних розчинів

На катіонітові фільтри можна подавати воду зі вмістом завислих речовин не більше 5–8 мг/л і забарвленістю не більше ніж 30 градусів. Якщо якість вихідної води не відповідає вимогам, то необхідна її попередня обробка.

Na-катіонітовий спосіб пом'якшення може здійснюватися за одно- або двоступеневою схемою. Схема одноступеневого Na-катіонування показана на рисунку 2.5.

Під час розрахунку катіонітового фільтра визначають робочу ємність і об'єм катіоніта, площу і необхідну кількість фільтрів. За розрахованою величиною площі вибирають типорозмір напірних фільтрів, що серійно виготовляються промисловістю. Кількість фільтрів обирають не менше 2, резервних – 1.

Розрахунок баків для розпушення шару катіоніту полягає у визначенні їхніх габаритів і діаметрів трубопроводних комунікацій з урахуванням можливості послідовного розпушення катіонітового завантаження у двох фільтрах.

Вибір, розрахунок споруд і пристроїв для зберігання і подачі регенерувального розчину (кухонної солі) визначається продуктивністю пом'якшувальної установки.

Із продуктивністю установки до 10 м³/год і витратою солі на регенерацію менше ніж 0,5 т/добу рекомендується зберігання солі у сухому вигляді і неопалювальних приміщеннях навалом висотою до 2 м. Її розчинення передбачається в протиточних солерозчинниках і доведення до потрібної концентрації розчину в робочих баках.

Із продуктивністю установки більше ніж 10 м³/год і значними витратами солі доцільно обирати «мокре» зберігання солі з наступним освітленням концентрованого розчину, його розбавленням і поданням на катіонітові фільтри.

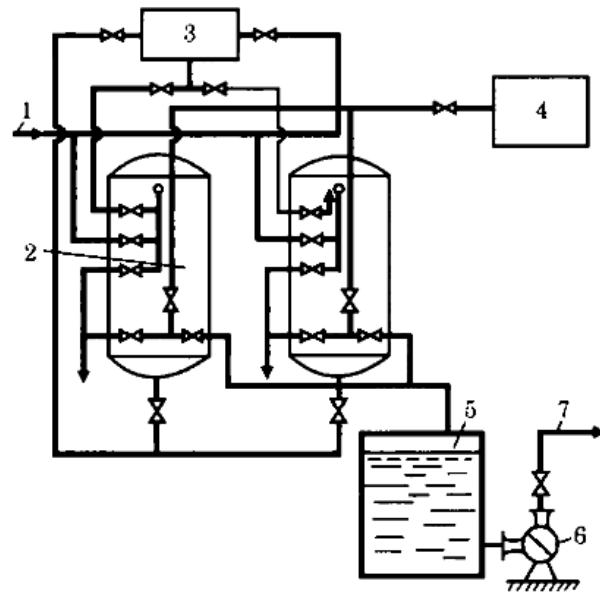


Рисунок 2.5 – Схема одноступеневого Na-катіонування:
 1 – подача вихідної води; 2 – Na-катіонітовий фільтр; 3 – бак з розчином кухонної солі; 4 – бак з частково пом'якшеною водою для розпушування катіоніту;
 5 – резервуар пом'якшеної води;
 6 – насос; 7 – пом'якшена вода

Контрольні запитання

1. Що таке жорсткість (твердість води)? Назвіть складові жорсткості.
2. У чому полягає шкідливість надлишкового вмісту солей жорсткості у воді?
3. Назвіть основні способи усунення жорсткості води.

4. Дайте коротку характеристику реагентним способам пом'якшення води.
5. Опишіть механізм дії термічних способів пом'якшення води.
6. Поясніть механізм і сферу застосування іонообмінних методів пом'якшення.
7. Опишіть принцип роботи іонообмінного фільтра.

Тема 3 Корекція вмісту фтору в питній воді

3.1 Загальні відомості

У природних водах, як у поверхневих, так і в підземних, фтор міститься переважно у вигляді фторид-іону, F^- . Наприклад, морські води містять в середньому 1 мг/л фтору, річкові – менше 0,5 мг/л, підземні – до 30 мг/л (що визначається породами, які складають водоносні горизонти). Нестача фтору у воді, яка використовується для питного водопостачання, так само, як і його надлишковий вміст, несприятливо впливають на здоров'я і організм людини. За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я норма вмісту фтору в питній воді коливається в межах 0,5–1,0 мг/л залежно від кліматичного регіону. ДСТУ Вода питна допускає верхню межу фтору у воді на рівні 1,5 мг/л.

Так, надлишковий вміст фтору у воді є причиною виникнення зубного і кісткового флюорозу, зниження когнітивних функцій (пам'яті, уваги, інтелекту), викликає дратливість, втому, головний біль, підвищується ризик вроджених патологій у дітей. Тривале споживання води з підвищеним рівнем фтору може бути причиною зниження рівня гемоглобіну, запальних процесів у шлунково-кишковому тракті і порушенню роботи нирок. Небезпечним рівнем фтору в природних водах є його концентрація більше ніж 1,5 мг/л, а концентрація ніж 4 мг/л є токсичною для людини.

Найбільш високий вміст фтору в природних поверхневих водоймах спостерігається в країнах Африки, Індії і Південної Америки. Там концентрація фтору досягає 25 мг/л. В Україні також є регіони, де вміст фтору є досить високим і перевищує його допустиму концентрацію: Полтавська, Кіровоградська, Дніпропетровська і Донецька області (1,5–3,0 мг/л). Максимальний вміст фтору в природних водах України, які використовуються для питного водопостачання становить 9 мг/л.

Якщо концентрація фтору у воді є меншою за 0,5 мг/л, це підвищує ризик виникнення карієсу, знижується мінералізація кісток, ослаблюється імунітет, негативно впливає на шкіру, нігті, волосся, призводить до загального ослаблення організму.

Нестача фтору в природних водах спостерігається в таких країнах, як США, Канада, Австралія, Філіппіни, В'єтнам. США стали першою країною в світі, яка почала спеціально фторувати воду для профілактики зубних хвороб у населення.

В Україні дуже низький вміст фтору спостерігається в Закарпатській, Івано-Франківській, Чернівецькій, Волинській, та Рівненській областях (0–0,3 мг/л). Знижений вміст фтору є у водах Київської, Житомирської, Хмельницької та інших областей (0,3–0,6 мг/л). Карта фтору у водах України подана на рисунку 3.1.

Як уже зазначалося, причиною захворювання на флюороз є підвищений вміст фтору у питній воді (понад 1,5 мг/дм³). Нестача фтору (менше ніж 0,1–0,2 мг/дм³) призводить до захворювання на карієс. Оптимальною концентрацією фтору в питній воді є доза 0,7–1,5 мг/дм³. Якщо вміст фтору в джерелах водопостачання менший ніж 0,5 мг/дм³, то воду потрібно фторувати, а якщо вміст фтору перевищує оптимальну дозу (понад 1,5 мг/дм³), то її необхідно знефторувати. Потреба фторування чи знефторування води на водопровідних станціях у кожному конкретному випадку встановлюється органами санітарно-епідеміологічної служби.

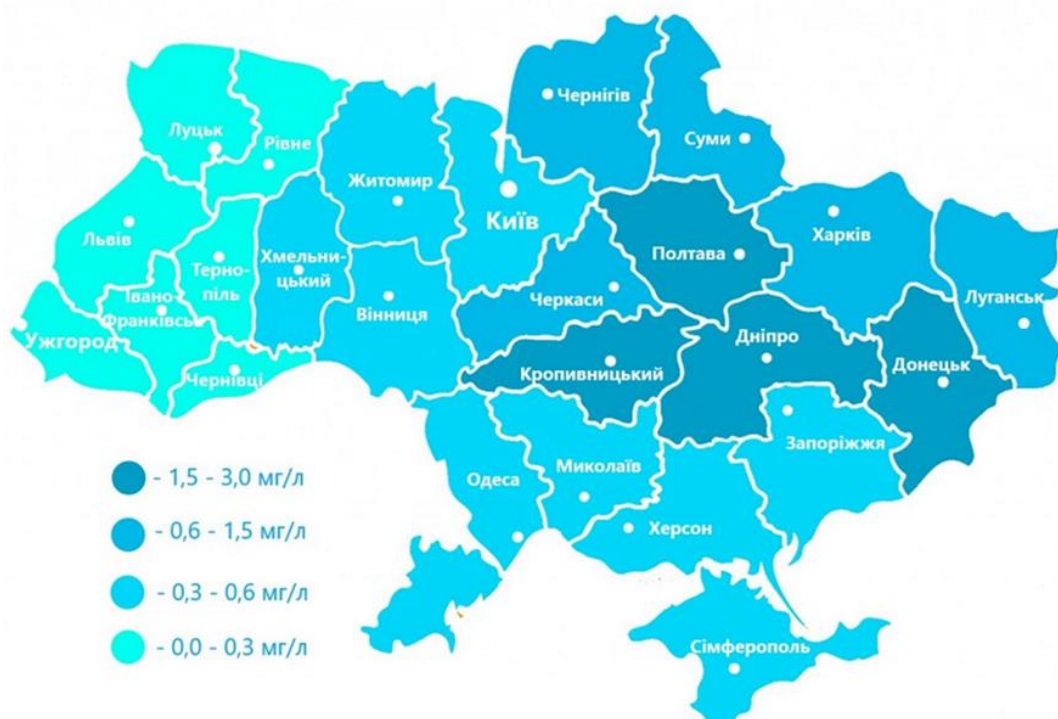


Рисунок 3.1 – Карта вмісту фтору у воді

3.2 Фторування природних вод

Для фторування води використовують водорозчинні сполуки фтору: силіційфториди натрію Na_2SiF_6 , калію K_2SiF_6 , амонію $(\text{NH}_4)_2\text{SiF}_6$, алюмінію $\text{Al}_2(\text{SiF}_6)_3$ та фториду натрію NaF , кальцію CaF_2 , алюмінію AlF_3 тощо. У вітчизняній практиці найчастіше застосовують силіційфторид натрію, менше – фторид натрію та фторид-дифторид амонію. Використовувані для фторування води реагенти подані в таблиці 3.1.

Фторувальна установка містить сатуратор або розчинні баки, склад зберігання реагенту, насосне та повітродувне обладнання. На установках сатураторного типу для фторування води використовують порошкоподібний

фторид натрію. Його подають у воду перед хлоруванням. Спочатку реагент розчиняють у баках з мішалками і потім подають у сатуратор. Мішалки обертаються із частотою 50–60 хв⁻¹. Тривалість перемішування – 2 год, відстоювання – 2 год. Концентрація розчину Na₂SiF₆ у баках становить 0,5 % за вмістом фтору або 0,8 % за вмістом чистої солі.

Якщо для фторування використовують фторид натрію, то воду для розчинення реагенту попередньо підігрівають до 75–80 °С. Концентрований розчин розводять водою у розчинному баку, після чого його подають насосом-дозатором у резервуар чистої води. Схема установки сатураторного типу наведена на рисунку 3.2.

Таблиця 3.1 – Реагенти для фторування води

Реагент	Вміст чистого реагенту в товарному продукті, %	Вміст фтору в технічному продукті, %	Концентрація в розчинному баку
Гексафторсилікат натрію Na ₂ SiF ₆	98	59,4	0,5
Фторид натрію NaF	94	42,5	2,5
Силіцієфторид амонію (NH ₄) ₂ SiF ₆	93	59,4	7,0
Гексафторкремнієва кислота H ₂ SiF ₆	98	66,3	5,0

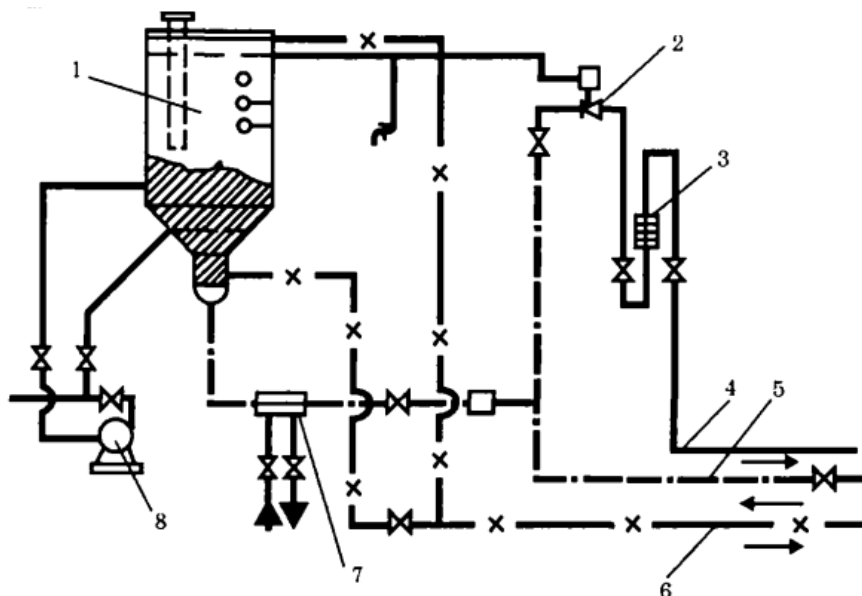


Рисунок 3.2 – Фторувальна установка сатураторного типу:
 1 – сатуратор; 2 – ежектор; 3 – витратомір; 4 – відведення води, що зазнала фторування; 5 – подача вихідної води; 6 – відведення осаду;
 7 – теплообмінник; 8 – рециркуляційний насос

Швидкість руху води в циліндричній частині сатуратора обирають рівною 0,05–0,1 м/с, час перебування розчину в ньому – 5 годин. За витратою і швидкістю руху води обирають об'єм і габарити сатуратора.

У зарубіжній практиці (США, країни Європи) солі фтору подають у воду в сухому вигляді дозаторами безпосередньо в очищену воду або в розчинну камеру. Крім того, реагенти можна подавати у вигляді розчинів. Сухе дозування здебільшого застосовують на водоочисних комплексах великої продуктивності. Дозатори сухих реагентів використовують двох типів: об'ємні та масові. Об'ємні дозатори за конструкцією простіші, мають точність дозування 3–5 %, масові – 1 %. Сухе дозування передбачає встановлення розчинних місткостей. Для дозування реагентів у вигляді розчинів застосовують насоси-дозатори мембранного і поршневого типів. Схема сухого дозування наведена на рисунку 3.3.

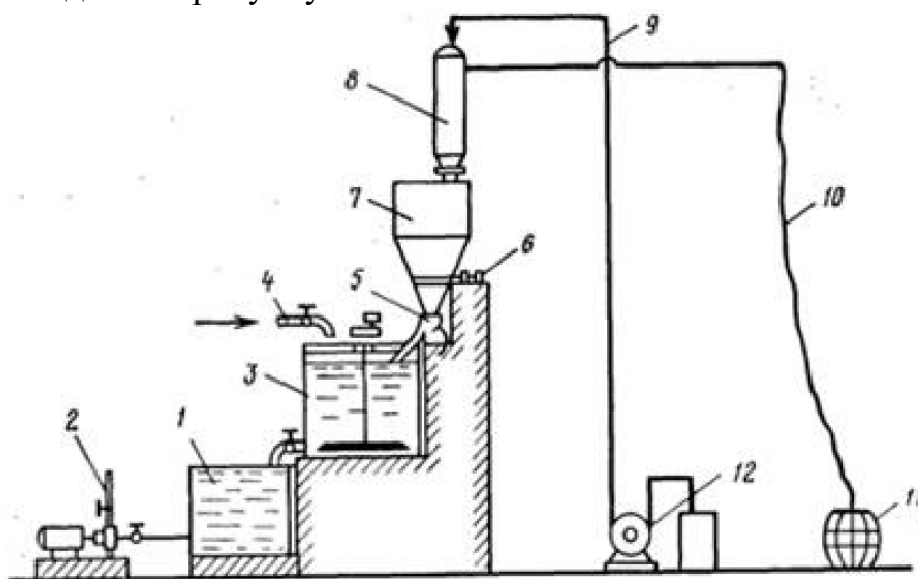


Рисунок 3.3 – Фторувальна установка сухого дозування:

- 1 – витратний бак; 2 – дозатор; 3 – розчинний бак; 4 – подача води;
5 – живильник; 6 – розпушувач; 7 – бункер зберігання реагенту; 8 – вакуум-бункер; 9 – вакуум-лінія; 10 – трубопровід подачі сухого реагенту; 11 – бочка з реагентом; 12 – вакуум-насос

Баки для приготування розчину фтору можуть бути з механічним перемішуванням або з барботуванням. Схеми баків наведені на рисунку 3.4.

Для перемішування розчину передбачають улаштування механічних мішалок (рис. 3.4, а) або подачу повітря повітродувками з інтенсивністю 8–10 л/с × м² (рис. 3.4, б).

Кількість потрібного реагенту розраховують за витратою оброблювальної води з урахуванням запасу на 30–45 діб. Площу складу реагентів з урахуванням проходів знаходять з розрахунку площі, яку займає 1 бочка (0,25 м²) або мішок (0,4 м²) і загальної потрібної кількості бочок або мішків.

Залежно від способу очищення води та з огляду на техніко-економічні міркування вибирають місце додавання реагенту. Для очищення артезіанських

вод сполуки фтору безпосередньо подають у напірні водоводи. За невеликих навантажень на фільтри реагенти фтору додають перед фільтрами, за великих – після фільтрів, у трубопровід між фільтрами і резервуаром чистої води або в резервуар чистої води. У деяких випадках реагент можуть подавати в неочищену воду. При цьому втрати фтор-іонів становлять $0,1 \text{ мг/дм}^3$. Здебільшого фторування є завершальною технологічною операцією підготовки питної води. Необхідно зазначити, що хлор і фтор можна додавати у воду одночасно.

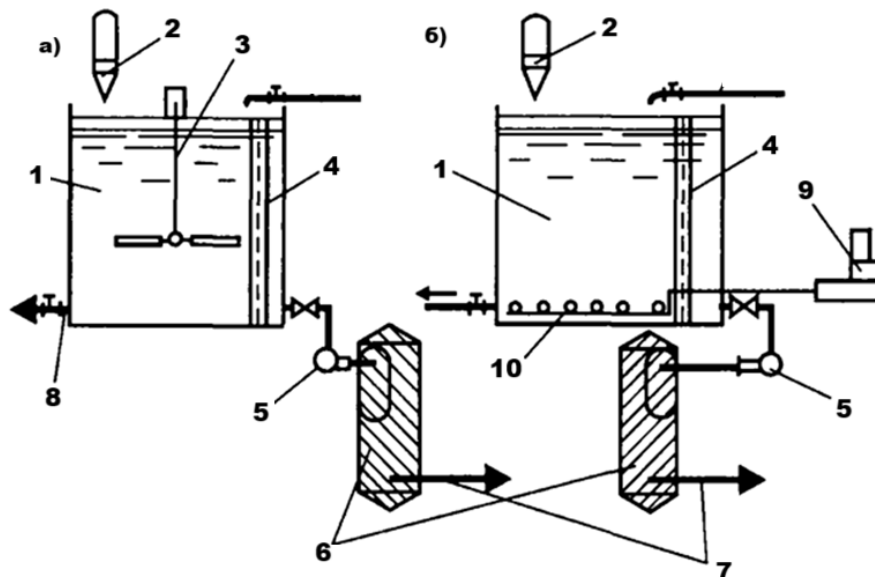


Рисунок 3.4 – Розчинні баки для фторування води:

- 1 – розчинний бак; 2 – бункер фторвмісного реагенту; 3 – мішалка;
- 4 – поплашковий пристрій; 5 – дозатор; 6 – фільтр освітлення реагенту;
- 7 – відведення розчину; 8 – скидання осаду; 9 – повітрорудувка;
- 10 – барботажна система

Фторувальні установки із замикально-витратними баками складаються з системи ємностей: замикального, двох витратних і дозувального бака, обладнаного поплашковим клапаном. Замикальний і витратні баки обладнуються механічними мішалками. Фтористий натрій розчиняють у воді за температури $75\text{--}80 \text{ }^\circ\text{C}$. Концентрований розчин із розчинного бака подається у витратні, а звідти – у дозувальний бак і в оброблювальну воду.

3.3 Знефторування води

Усі способи знефторування води поділяють на дві групи. До першої групи належить спосіб сорбції фтору осадом гідроксиду алюмінію або магнію та фосфатом кальцію. При цьому потреба в коагулянті є досить високою (приблизно $50\text{--}150 \text{ мг}$ на 1 мг фтору), тому цей спосіб застосовують для оброблення поверхневих вод, коли крім дефторування потрібно провести ще їх прояснення та знебарвлення за невисокого вмісту фтору (до 10 мг/л). Крім того, його можна використовувати для фторування підземних вод, якщо є потреба їхнього одночасного пом'якшення реагентним способом. Під час використання

гідроксиду алюмінію необхідно попереднє підкислення з наступним підлужуванням. Для нормальної реакції знефторування проводиться, якщо $pH = 4,3-5$. У цьому випадку в осаді переважно міститься основний сульфат алюмінію – $Al(OH)SO_4$ і зменшується вміст гідроксиду алюмінію $Al(OH)_3$, який сорбує фтор меншою мірою, ніж $Al(OH)SO_4$. За таких значень pH потрібні менші дози сульфату алюмінію (25–30 мг на 1 мг фтору). Використання гідроксиду магнію для видалення фтору з води потребує $pH = 9$ і не залежить від температури із часом повної сорбції фтору за 8–12 хвилин.

За умови достатньої кількості магнію у вихідній воді можна використовувати лише вапнування, тому що сам окис магнію (магнезія) адсорбує фтор у разі $pH \geq 10$. Для видалення 1 мг фтору потрібно приблизно 50 мг магнію. Цей спосіб впроваджений на деяких водоочисних станціях США. Особливістю осаду гідроксиду магнію є його надмірна легкість, тому швидкість висхідного потоку води у прояснювачах має бути в межах 0,2–0,3 мм/с. Цей спосіб є ефективним під час знефторування підземних вод, особливо тоді, коли одночасно із дефторуванням проводять ще й опріснення. У процесі дефторування води, в якій міститься магній, за наявності вапна одночасно відбувається її деманганція.

Приклад схем реагентного знефторування води гідроксидом магнію (рис. 3.5, а) і солями алюмінію (рис. 3.5, б) наведений на рисунку 3.5.

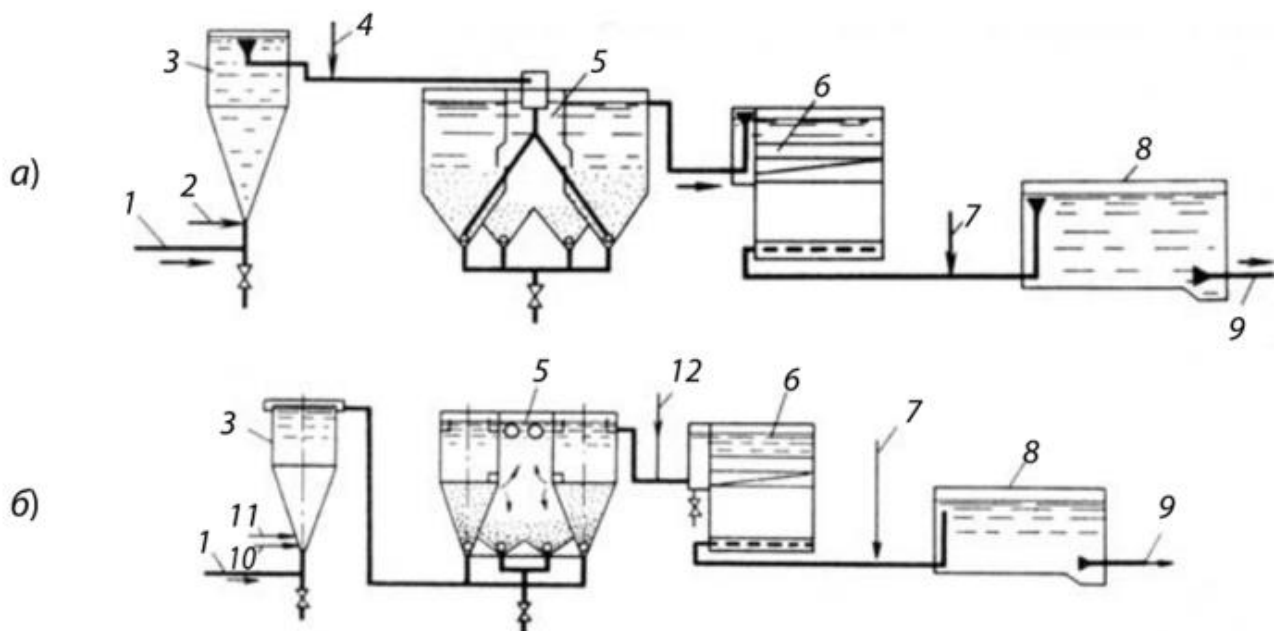


Рисунок 3.5 – Технологічні схеми знефторування води:

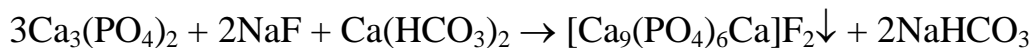
- 1 – подача вихідної води; 2 – додавання вапна (соди); 3 – змішувач;
- 4 – додавання солей магнію; 5 – прояснювач із шаром завислого осаду;
- 6 – фільтр; 7 – додавання хлору; 8 – РЧВ; 9 – відведення знефторованої води;
- 10 – подання кислоти; 11 – подання алюмінію; 12 – подання лужного реагенту

Схема на рисунку 35, б набула розповсюдження для знефторування підземних вод, які містять до 30 мг/л фтору, наприклад, в Індії. Технологія

містить низку процесів: змішування з солями алюмінію, вапном (содою), седиментацію зависі не менше 2–4 годин і фільтрацію крізь піщані фільтри.

До недоліків розглянутого методу належить слабка придатність за високого вмісту фтору, що потребує великих витрат коагулянту і призводить до різкого підвищення солевмісту у вигляді сульфат або хлорид іонів. Також існує небезпека підвищення розчиненого алюмінію в питній воді, що недопустимо через його нейрогенну дію на організм людини. Є необхідність у регулярному аналізі очищеної води, параметри якої змінюються в широких межах внаслідок сезонних коливань, точного дозування реагентів, суворого контролю рН і лужності питної води.

Видалення фтору з води за допомогою трикальційфосфату $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ засноване на сорбції його свіжеутвореним трикальційфосфатом, який зв'язує фтор у малорозчинну сполуку, що випадає в осад. Витрата трикальційфосфату на видалення 1 мг фтору складає 25–30 мг. При цьому відбувається така реакція:



Швидкість висхідного потоку в шарі завислого осаду обирають у межах 0,6–0,8 мм/с. Вміст фтору знижується з 5 мг/л до 1 мг/л.

Для отримання трикальційфосфату у вертикальний змішувач спочатку подають вапно, а потім розчин ортофосфорної кислоти. Після цього вода подається у прояснювач з шаром завислого осаду, де затримується малорозчинний фторид.

До другої групи належать способи фільтрування води крізь фторселективні матеріали. Вони ґрунтуються на обмінній сорбції іонів, за якої фтор видаляється після пропускання оброблюваної води крізь сорбент. Цей метод застосовують найчастіше за все. До фторселективних матеріалів належить активований окис алюмінію, трикальційфосфат, магнезійні сорбенти (оксифториди магнію), активовані вугілля і алюмомодифіковані матеріали.

Одним з найбільш ефективних методів є фільтрування води через шар активованого окису алюмінію, на якому сорбція фтору відбувається за таким іонообмінним механізмом:



Фіксація іона фтору є оборотною, і регенерація здійснюється сульфатом алюмінію з додаванням соди і сірчаної кислоти. Затримувальна здатність може розрізнятися залежно від початкового вмісту фтору, величини рН, загального солевмісту у воді і умов проведення процесу. Зазвичай можна зафіксувати 0,3–4,5 г іону на 1 л адсорбенту. Схема знефторування за вказаним способом подана на рисунку 3.6.

За схемою коагулянт додають безпосередньо перед фільтром або контактним освітлювачем. У початковий період протягом 1,5–2 годин подають підвищену дозу коагулянту: 100–150 мг/л по Al_2O_3 . При цьому на зернах і в

порах завантаження утворюється гідроксид алюмінію, який згодом сорбує фтор.

У період «зарядки» фільтрат, що містить значну кількість фтору і алюмінію, відводять в спеціальну ємкість для наступного використання в якості промивної води. Після «зарядки» дозу алюмінію зменшують до 20–25 мг/л, що забезпечує ефективне вилучення фтору за рахунок збереження сорбційної властивості гідроксиду алюмінію. Швидкість фільтрації складає 5–6 м/год, регенерація сорбенту проводиться 1–1,5 % розчином сульфату алюмінію. З часом поглинальна здатність завантаження зменшується, концентрація фтору в очищеній воді збільшується і з досягненням 1,5 мг/л фільтроцикл зупиняють і сорбент регенерують. Під час регенерації відбувається витіснення поглинених сорбентом фтор-іонів і він заряджається сульфат-іонами. Етапи регенерації: розпушування сорбенту знизу уверх протягом 20-ти хвилин інтенсивністю 4–5 л/с·м², обробка 1,5 % розчином сульфату алюмінію протягом 3-х годин, швидкість фільтрації 2,5–3 м/год, відмивання протягом години від продуктів регенерації, питома витрата води на промивку 10 м³/м³ сорбенту, залучення фільтра до роботи. Процес знефторування можна здійснювати і без «зарядки» із постійною дозою коагулянту, величина якої залежить від якості вихідної води. Описана схема може застосовуватись із вмістом фтору до 5 мг/л, сірководню – до 2 мг/л і лужності до 6 мг-екв/л.

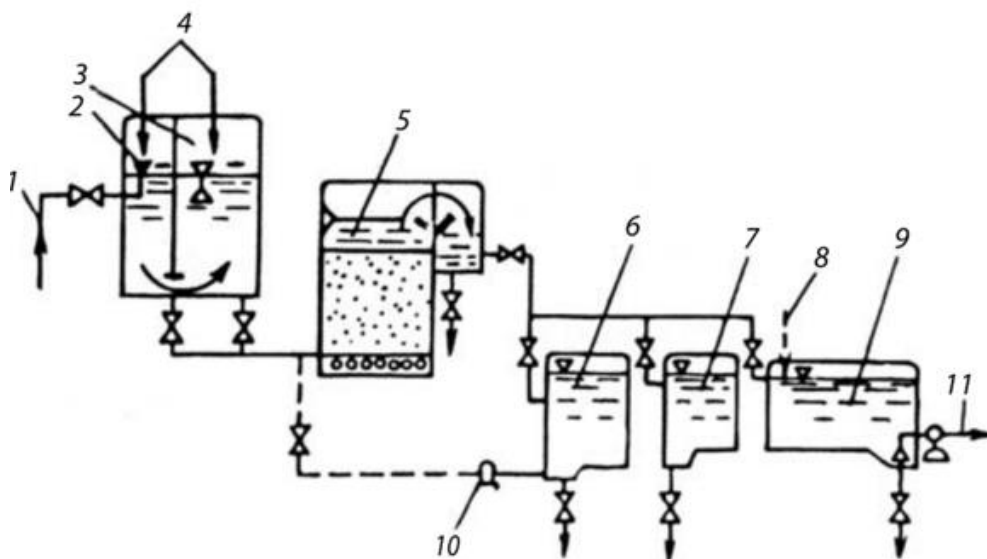


Рисунок 3.6 – Схема знефторування води контактною коагуляцією:

- 1 – вихідна вода; 2, 3 – зарядна і робоча камери змішувача; 4 – подача сульфату алюмінію; 5 – контактний освітлювач; 6 – резервуар збору 1-го фільтрату; 7 – резервуар промивної води; 8 – хлор; 9 – РЧВ, 10 – насос, 11 – споживач

Сумарну площу фільтрів визначають за заданою витратою води і рекомендованою швидкістю фільтрування. Кількість робочих фільтрів обирають не менше чотирьох.

Знефторування води сильноосновними катіонами та аніонами доцільно проводити за одночасного її опріснення. У цьому разі вода спочатку

подається на напірні фільтри, завантажені активованим вугіллям, для вилучення органічних речовин. Потім їх спрямовують на Н-катіонітові фільтри, завантажені сильнокислотним катіонітом КУ-2, де з води вилучаються катіони. Оксид вуглецю, що утворюється при цьому в результаті розщеплення дигідрокарбонатів, видаляють у дегазаторі. Вода після катіонування надходить у збірник, а потім для коригування рН насосами подається на групу аніонітових фільтрів, завантажених середньоосновним аніонітом ЕДЕ-10П, де затримуються аніони сильних кислот, і сильноосновним аніонітом АВ-17-8 для затримання фтор-іону. Наприкінці технологічної схеми встановлено буферний Na-катіонітовий фільтр, який вловлює проскакування іонів на попередніх стадіях і підтримує постійне значення величини рН у фільтраті. Регенерацію вугільних та аніонітових фільтрів здійснюють їдким натром. Н-катіонітові фільтри регенерують розчином соляної кислоти, Na-катіонітові – хлористим натрієм. Цю схему знефторування води внаслідок її складності і високої собівартості обробки застосовують обмежено.

Також перспективними є методи знефторування, засновані на використанні напівпроникних мембран (гіперфільтрація, електродіаліз). В якості знефторювальних установок можуть використовуватись апарати трубчастого і рулонного типів, а також апарати з пустими волокнами. Приклад схеми знефторування в такий спосіб наведений на рисунку 3.7.

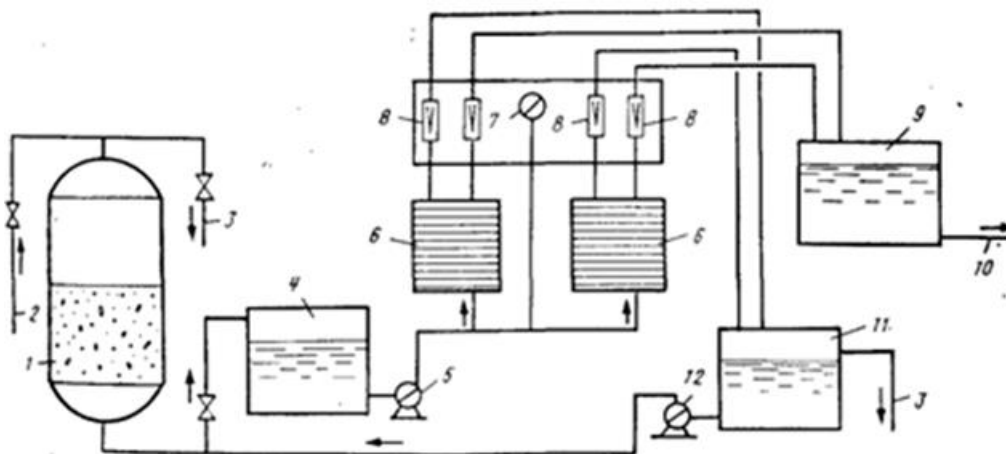


Рисунок 3.7 – Схема знефторування зворотним осмосом:

- 1 – фільтр попереднього очищення; 2 – вихідна вода; 3 – скид; 4 – бак освітленої води, 5 – насос, 6 – гіперфільтраційні апарати; 7 – манометр;
- 8 – ротаметри; 9 – бак знефтореної води; 10 – очищена вода;
- 11 – бак концентрату; 12 – насос

Подана установка УГО-50 побудована в Молдові (рис. 3.7), вона складається з піщаного фільтра попереднього очищення, бака освітленої води, насоса високого тиску, двох модулів гіперфільтрації з загальною фільтрувальною поверхнею мембран 250 м², ротаметрів для вимірювання витрати фільтрату. Крім того, установка обладнана електроконтактним манометром, який разом з регулятором тиску забезпечує автоматизацію роботи. Витрата електроенергії – 3–4 кВт·год на 1 м³ знефтореної води.

Під час знефторування будь-яким із розглянутих способів утворюється велика кількість забруднених стічних вод (осад відстійних споруд, промивні води фільтрів, розсоли, католіти), об'єми яких можуть сягати 20 % продуктивності споруд. Для обробки таких осадів рекомендовано їхнє ущільнення з подальшим зневодненням на мулових майданчиках або на апаратах механічного зневоднення. Одним зі способів утилізації осаду, що містить фтор є регенерація з нього алюмінію в кислому середовищі (у концентрованому розчині сірчанокиислового алюмінію). Отриманий коагулянт може використовуватися під час реагентного оброблення води або в інших технологічних процесах.

Таким чином, можна сказати, що ні один з розглянутих методів знефторування питної води не є універсальним. Водночас будь-який із них може забезпечити видалення фтор-іона з води до потрібних концентрацій, при чому ефективність кожного методу буде визначатися соціально-географічними і екологічними умовами, а також технічними і економічними можливостями. Головними критеріями, якими необхідно керуватись під час вибору методу є: вартість і ефективність процесу, а також якість питної води за всіма показниками.

Контрольні запитання

1. Як вміст фтору у воді природних джерел (нестача і надлишок) впливають на здоров'я людини?
2. Як можна охарактеризувати вміст фтору у водах природних джерел України і світу?
3. Які реагенти використовують для фторування вод?
4. Наведіть приклад однієї з відомих технологічних схем фторувальних установок.
5. Як реалізується на практиці знефторування води?
6. Опишіть схему знефторування води контактною коагуляцією.

Тема 4 Перспективні методи обробки вод підземних джерел

4.1 Загальні відомості

У поверхневих водах залізо зазвичай міститься у вигляді органічних і мінеральних комплексних сполук або колоїдних чи тонкодисперсних зависей.

Підземні води багатьох джерел характеризуються підвищеним вмістом заліза переважно у формі дигідрокарбонату заліза (II). Крім того, залізо може бути в підземних водах у вигляді сульфідів, карбонату і сульфату заліза (II), комплексних сполук із гуматами і фульвокислотами. Марганець зустрічається в розчині у вигляді бікарбонату $Mn(HCO_3)_2$ за низьких значень рН і низького окислювально-відновного потенціалу. Розчинність бікарбонату марганцю складає 0,5 – 4 мг/л. У разі високих окислювально-відновних потенціалів і $pH > 8$ марганець у природних водах знаходиться у вигляді оксиду MnO_2 . Інші

оксиди марганцю можуть утворюватися за нижчих окислювально-відновних потенціалів в основних розчинах.

У водах підземних джерел України, які використовуються для питного водопостачання, вміст заліза може сягати до 8–80 мг/л, марганцю – до 11–75 мг/л. При цьому допустима концентрація заліза у питній воді не повинна перевищувати 0,3 мг/л, а марганцю – 0,1 мг/л.

Форма знаходження заліза та марганцю у воді значною мірою залежить від геохімічних властивостей підземних вод, показником яких є окислювально-відновний потенціал (E) і водневий показник рН. На рисунку 4.1 наведена діаграма Пурбе, що відображає стан системи залізо – вода в координатах E–рН. Аналогічна діаграма існує і для системи «марганець – вода».

Із наведеної діаграми видно, що зі значенням рН < 4,5 залізо знаходиться у воді у вигляді іонів Fe³⁺, Fe²⁺, Fe(OH)²⁺. У разі рН > 4,5 Fe²⁺ окислюється до Fe³⁺ з утворенням Fe(OH)₃. За наявності сульфідів зі значеннями Eh < -0,2 В, рН > 4,5 FeS наявний у вигляді осаду. За наявності карбонатів у разі рН > 8,4 спостерігається утворення FeCO₃, а у разі рН > 10,3 утворення Fe(OH)₂.

Для підземних вод значення Eh зазвичай перебуває в межах від -0,2 В до +0,5 В, а значення рН становлять 6,5–8,5. З діаграми видно, що перехід від розчиненої форми заліза (Fe²⁺ або Fe(OH)²⁺) у нерозчинену форму (FeCO₃, Fe(OH)₂, Fe(OH)₃) можливий зі збільшенням або потенціалу (окислення), або величини рН, або того й іншого одночасно. Саме на цих принципах і особливо на послідовності (окислення Fe²⁺ – осадження Fe(OH)₃ – фільтрація) засновані фізико-хімічні способи обробки.

Сполуки заліза зумовлюють бурвате забарвлення води, неприємний металічний присмак, заростання водопровідних мереж і водорозбірної арматури, є причиною браку в текстильній, харчовій, паперовій, хімічній та інших галузях промисловості. Оксиди заліза осідають на поверхнях, утворюючи жовті або бурі плями на одязі, сантехніці. Через утворення залізистих відкладень у водонагрівачах, пральних машинах, фільтрах скорочується їх термін служби.

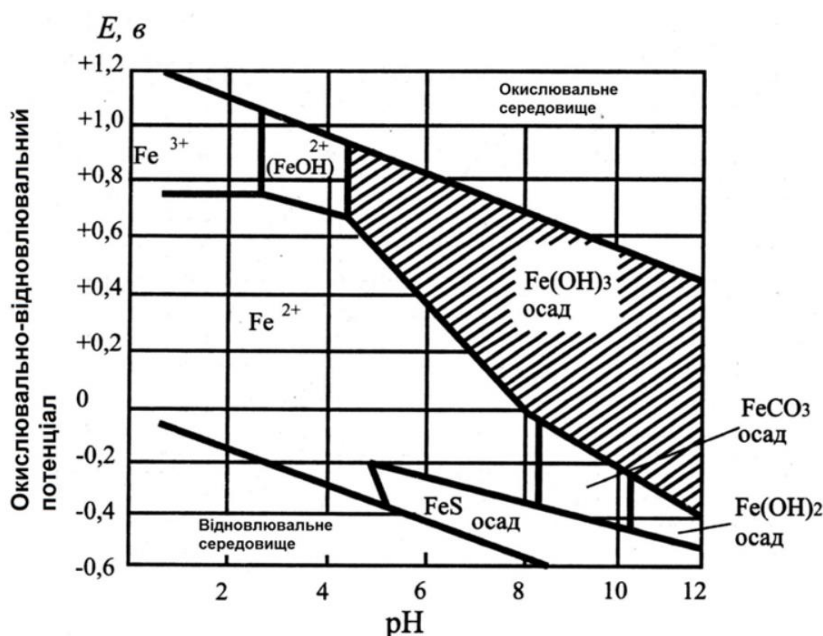


Рисунок 4.1 – Діаграма Пурбе для заліза

відкладень у водонагрівачах, пральних машинах, фільтрах скорочується їх термін служби.

Підвищений вміст заліза в питній воді негативно впливає на здоров'я людини. Регулярне вживання води з надлишковим вмістом заліза може бути причиною порушення функцій шлунково-кишкового тракту. У разі тривалого вживання води, забрудненої залізом, його надлишок накопичується у печінці, який спричиняє руйнування клітин печінки, серця, підшлункової залози. Розчинене залізо є живильним середовищем для залізобактерій, які можуть спричинити інфекційні захворювання.

Підвищений вміст марганцю в питній воді також погіршує її органолептичні властивості: вода набуває металевого присмаку і може мати неприємний запах, також це може забарвлювати воду в коричневий або чорний колір. Аналогічно сполукам заліза, осад марганцю знижує ефективність роботи водонагрівачів і пральних машин, забруднює посуд, сантехніку і білизну темно-коричневими плямами.

Крім того, сполуки марганцю є шкідливими і для здоров'я людини через негативний вплив на нервову систему у дорослих і порушення когнітивного розвитку у дітей.

Все зазначене зумовлює обробку води для питного водопостачання, яка містить підвищені концентрації сполук заліза і марганцю (більше відповідно 0,3 мг/л і 0,1 мг/л). Під деферизацією і деманганацією води розуміють процеси вилучення з підземних та поверхневих вод заліза і марганцю, які наявні у воді у вигляді складних органічних і мінеральних сполук, двовалентних розчинів, карбонатів і бікарбонатів, колоїдних і тонкодиспергованих зависей гідроксидів.

4.2 Деферизація води

Гідроксид заліза може знаходитися у воді в колоїдному стані, який є однією з основних форм існування заліза в поверхневих водах. Стійкість колоїдного заліза значно підвищується завдяки захисній дії гумусових речовин. Залізо можна перевести із цього стану в осад двома способами: природним – за участі бактерій, які руйнують органічну речовину, і штучним – за допомогою сильних окисників.

Окисні сполуки заліза, що знаходяться у воді у вигляді колоїдно- або тонкодисперсних зависей, зазвичай добре видаляються під час коагулювання домішок. Тому знезалізнення поверхневих вод здійснюють одночасно з їх проясненням та знебарвленням коагулянтами. Якщо у воді відкритих джерел водопостачання містяться сполуки заліза (II), здійснюють аерацію або хлорування води підвищеними дозами.

Підвищення значень рН призводить окиснення заліза (II) до заліза (III), який випадає в осад. Окиснення заліза (II) киснем повітря відбувається за такою реакцією:



Високий рівень рН і високий ступінь насичення води киснем прискорюють, а наявність гумінових кислот уповільнює процес окиснення заліза.

карбонатній формі до 3 мг/дм^3 рекомендують застосовувати метод фільтрування на каркасних фільтрах; до 5 мг/дм^3 доцільно застосовувати метод «сухого фільтрування»; від 5 мг/дм^3 до 10 мг/дм^3 потрібно використовувати метод спрощеної аерації з одноступінчастим фільтруванням; від 10 мг/дм^3 до 30 мг/дм^3 рекомендують вакуумно-ежекційну аерацію з фільтруванням крізь завантаження великої брудоемності.

Найчастіше знезалізнювальні установки містять аерацію за атмосферного тиску (каскад, розбризкування) з наступною відкритою фільтрацією, під час якої оброблювальна вода стікає по контактній масі завантаження або закритою фільтрацією (напірною чи безнапірною). Промивання здійснюється повітрям з водою. На рисунку 4.3 наведені варіанти таких схем.

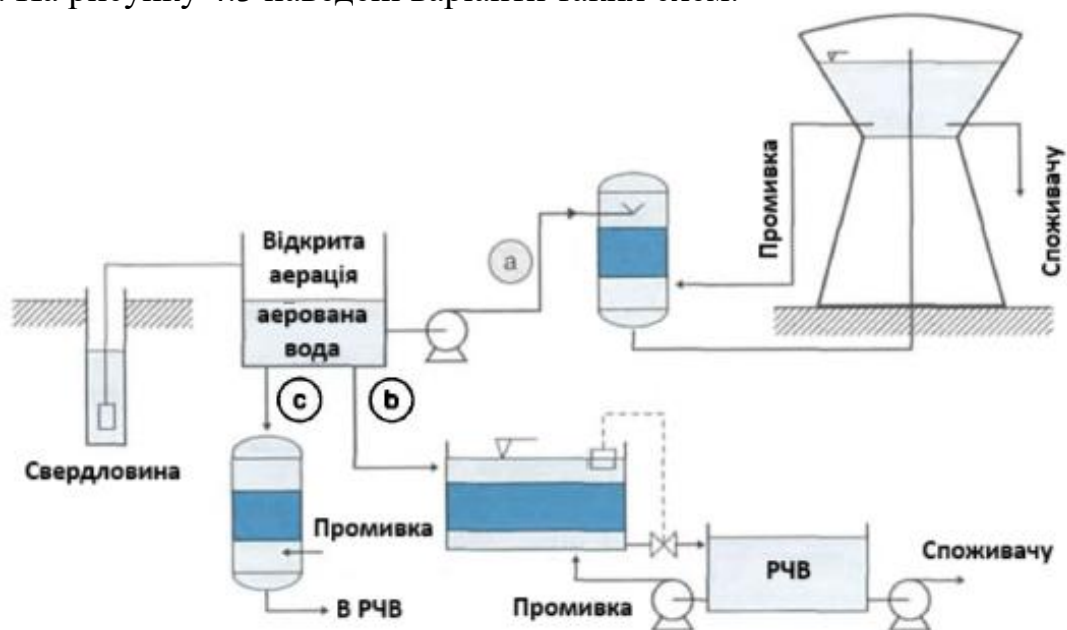


Рисунок 4.3 – Схеми деферизації води з відкритою аерацією:
 а – з напірними фільтрами; б – з відкритими швидкими фільтрами;
 в – з закритими швидкими фільтрами

Із концентрацією карбонатного або бікарбонатного заліза (II) понад 20 мг/дм^3 або зі вмістом сірководню $1\text{--}5 \text{ мг/дм}^3$ і $\text{pH} = 6,4$ рекомендують використовувати метод вакуумно-ежекційної аерації з наступним відстоюванням у тонкому шарі води або оброблення у шарі завислого осаду з наступним фільтруванням.

4.2 Безреагентні методи знезалізнення

Фільтрування на каркасних фільтрах. Застосовується зі вмістом загального заліза до 5 мг/л , двовалентне залізо міститься в карбонатній або бікарбонатній формі у концентрації до 3 мг/л , загальна продуктивність установки до $1\,000 \text{ м}^3/\text{добу}$. До складу схеми входить обладнання для подачі стисненого повітря і знезараження, швидкий каркасно-засипний фільтр. Для знезалізнення води на каркасно-засипних фільтрах характерні два процеси: «заряджання» фільтра шляхом намивання шару гідроксиду заліза, що

утворюється в результаті окислення Fe^{2+} і фільтрування з метою знезалізнення води.

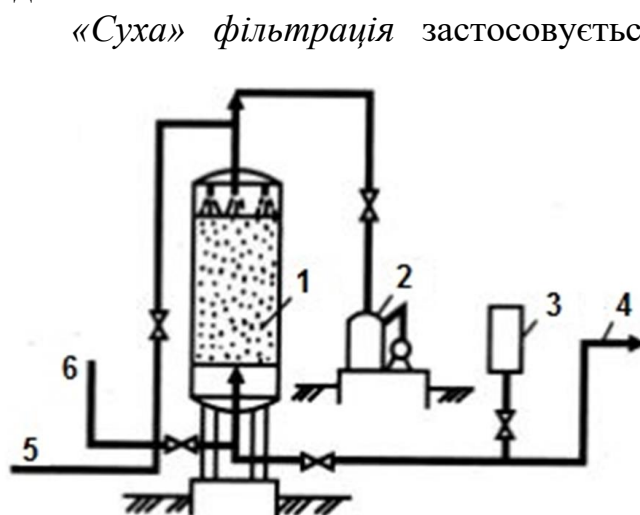


Рисунок 4.4 – Деферизація «сухою» фільтрацією:

- 1 – швидкий фільтр; 2 – компресор;
- 3 – додання хлору (варіант);
- 4 – відведення очищеної води;
- 5 – подача вихідної води;
- 6 – промивна вода

«Суха» фільтрація застосовується, якщо загальний вміст заліза не перевищує 5 мг/л. До схеми очищення (рис. 4.4) входить обладнання для подачі стисненого повітря і знезараження, а також швидкий фільтр. Сутність методу «сухої» фільтрації полягає у фільтруванні аерованої води через незатоплене фільтрувальне завантаження, на зернах якого формується адсорбційно-каталітична плівка зі сполук заліза (марганцю), що сприяє ефективності подальших процесів деферизації. У цьому випадку в поруватих каналах фільтрувального завантаження створюється турбулентний режим руху суміші, що сприяє молекулярному контакту води з поверхнею зерен контактної маси. Процес знезалізнення цим

методом характеризується мінімальним періодом «заряджання» фільтрувального завантаження, високою брудноємністю, підвищенням рН і незначним зменшенням жорсткості.

Фільтрувальним матеріалом може бути кварцовий пісок, пінополістирол, антрацит, доломіт, магнезит тощо. У більшості випадків одночасно із залізом вилучається і марганець. Видалення марганцю досягається шляхом аерації вихідної води з використанням перманганату калію, хлору, озону та інших окиснювачів. Крім сполук заліза і марганцю одночасно підземні води можуть містити розчинені гази (двоокис вуглецю і сірководень). Видалення двоокису вуглецю сприяє збільшенню рівня рН, а видалення сірководню – корекції окисно-відновлювального потенціалу (E). Десорбція цих газів приводить до забезпечення умов рівноваги, коли сполуки двовалентного заліза і марганцю переходять у тривалентну форму. Умови обробки і ефективність фільтрації, яка проводиться після окислення можуть суттєво відрізнитись на різних установках залежно від типу сполук заліза, їхньої концентрації і форми.

Особливістю процесу є утворення дегідратованої плівки на зернах завантаження, яка складається з магнетиту, сидериту, гематиту і гетиту. Ці сполуки мають щільну структуру і об'єм у 4–5 разів менший, ніж об'єм гідроксиду заліза, що впливає на темп збільшення втрат напору.

Метод спрощеної аерації з одноступеневим фільтруванням. Використовується, якщо загальний вміст заліза не перевищує 10 мг/л (двовалентного заліза до 70 %, $E \geq 100$ мВ, рН не менше 6,8, окиснювальність не більше 6–7 мг/л). Вміст амонійного азоту і сірководню не повинен бути більшим 1 мг/л і 2 мг/л відповідно. До складу схеми входять бак-аератор або пристрій для вільного виливу води, швидкий фільтр і обладнання для знезараження.

Метод заснований на здатності води, яка містить двовалентне залізо і розчинений кисень, під час фільтрування через шар фільтрувального завантаження виділяти залізо на поверхні зерен, утворюючи каталітичну плівку з іонів і оксидів дво- і тривалентного заліза. Під час роботи фільтра відбувається безперервне оновлення плівки, яка є каталізатором процесу знезалізнення.

Оптимальний ефективний розмір частинок фільтрувального завантаження знаходиться в межах 0,6–1,0 мм, а швидкість фільтрування – 5–15 м/год. Вага затриманого заліза, яка припадає на одиницю фільтрувальної поверхні коливається у значних межах і складає 200–1 000 г заліза на 1 м² площі піщаного завантаження і до 2 000 г на 1 м² для двошарового завантаження (пісок + антрацит). Висока початкова концентрація двовалентного заліза сприяє більш ефективній фільтрації.

Також часто використовують установки напірного типу, які містять окислювальну башту, яка складається з пуцолану, який розбиває потік води і забезпечує велику поверхню окислення за рахунок її контакту з повітрям. Також до схеми входить фільтр зі зворотною водо-повітряною промивкою. Приклад реалізації такого способу наведений на рисунку 4.5.

Метод спрощеної аерації з двоступеневим фільтруванням. Використовується, якщо вміст заліза становить 10–20 мг/л. До складу технологічної схеми входять бак-аератор або пристрій для вільного виливу, швидкі фільтри 1-го і 2-го ступенів, обладнання для знезараження. У разі недостатньої окислювальної здатності вихідної води щодо двовалентного заліза і марганцю перед її поданням у фільтр, завантажений піском або антрацитом, фільтрувальне завантаження попередньо аерують насиченою киснем водою. При цьому оксиди заліза і марганцю, осаджені на поверхні зерен, можуть в подальшому надати каталітичну дію на процес окислення і осадження сполук заліза і марганцю.

У разі спрощеної аерації збагачення води киснем повітря часто передбачається за рахунок виливу її в карман відкритого фільтра з висоти 0,5–1,0 м або шляхом подачі стисненого повітря у трубопровід перед напірними фільтрами в кількості 2,0–2,5 л на 1 г двовалентного заліза, що міститься у воді.

Проектування і розрахунок швидких фільтрів у складі установок знезалізнення проводиться за типовими методиками відповідно до даних таблиці 4.1.

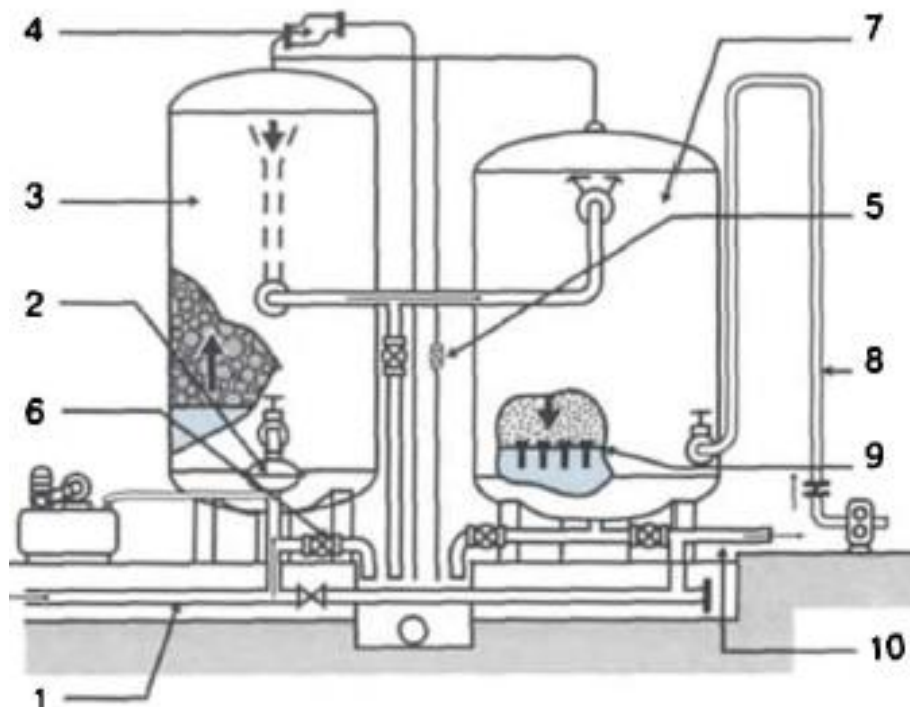


Рисунок 4.5 – Схема установки деферизації під тиском:

1 – вихідна вода; 2 – змішувач; 3 – окислювальна колона; 4 – клапан відведення повітря; 5 – вентиль видалення повітря; 6 – скид; 7 – піщаний напірний фільтр; 8 – повітря; 9 – дренаж фільтра; 10 – очищена вода

Таблиця 4.1 – Технологічні параметри швидких фільтрів станцій деферизації

Показник	Вихідний вміст заліза, мг/л		
	До 10	10–16	16–30
Діаметр зерна завантаження, мм			
Мінімальний	0,9	1,0	2,0
Максимальний	1,8	2,0	10,0
Еквівалентний	1,1–1,2	1,2–1,3	2,0–2,5
Висота шару, м	1,2	1,8–2,0	2,2–2,5
Швидкість фільтрування, м/год	8–10	9	10–15
Промивка:			
– інтенсивність, л/с×м ² ;	15–17	16–18	16–18
– тривалість, хв;	6–8	7–8	10–12
– завантаження;	пісок	пісок	керамзит
– фільтроцикл, год	12	12	12

Під час знезалізнення підземних вод із концентрацією заліза більше ніж 3 мг/л, сірководню більше 2 мг/л, рН менше 6,8 для забезпечення стабільності води необхідна її глибока аерація.

Вакуумно-ежекційна аерація з фільтруванням через завантаження великої брудоемності. Застосовується із загальним вмістом заліза 10–30 мг/л,

окислювальності до 9,5 мг/л, вмістом сірководню до 10 мг/л. До складу схеми входить вакуумно-ежекційний апарат, швидкий фільтр і обладнання для знезараження. Метод заснований на використанні двох процесів:

1) миттєвого об'ємного закипання води у вакуумі, що супроводжується десорбцією двоокису вуглецю і сірководню, підвищенням рН у потоці повітря, що ежектується;

2) насичення води киснем з одночасним досягненням високих швидкостей окислення двовалентного заліза в тривалентне.

Видалення утворених пластівців гідроксиду заліза здійснюється фільтруванням на швидких фільтрах. Схема установки показана на рисунку 4.6.

Зі вмістом заліза більше ніж 20 мг/л або за наявності сірководню 1–5 мг/л і рН більше ніж 6,4 може бути застосована вакуумно-ежекційна аерація з тонкошаровим відстоюванням або освітленням в шарі завислого осаду і фільтруванням. Тоді схема доповнюється відстійником з тонкошаровими модулями або прояснювачем з шаром завислого осаду.

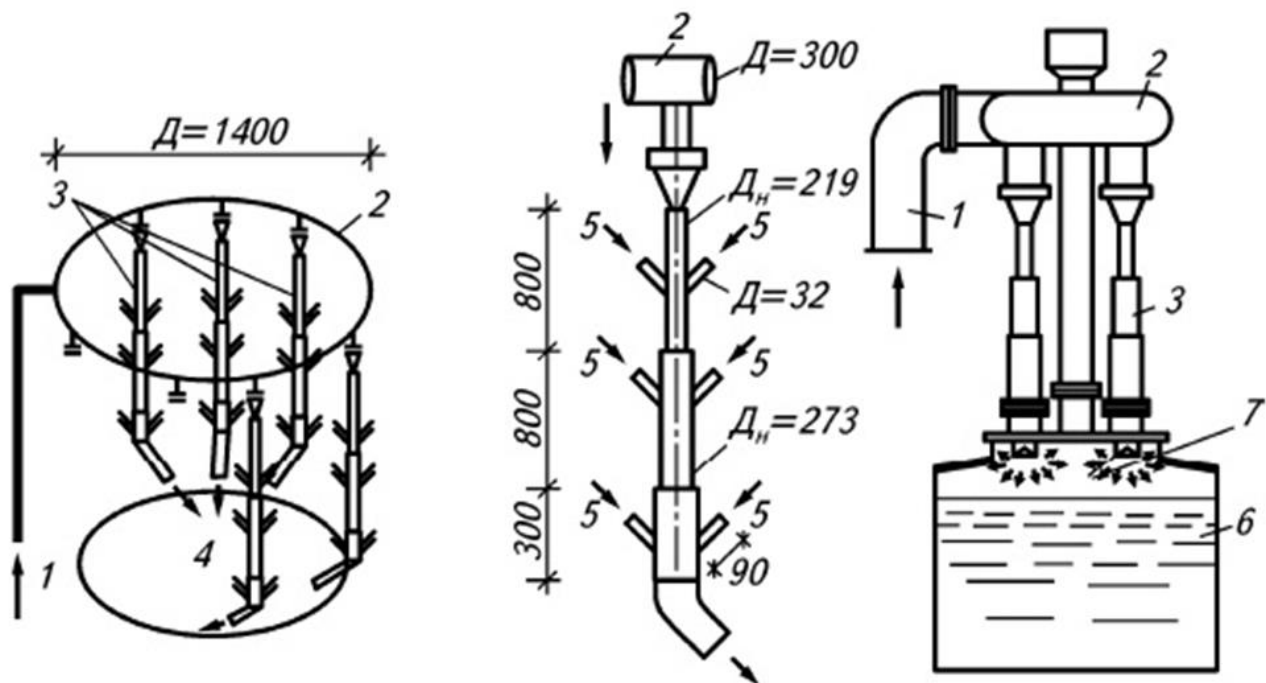


Рисунок 4.6 – Вакуумно-ежекційний апарат:

1 – вихідна вода; 2 – розподільче кільце; 3 – апарат; 4 – відведення в резервуар;
5 – підсмоктування повітря; 6 – резервуар; 7 – відбійник

Вакуумно-ежекційний апарат (рис. 4.6) складається із вакуумної камери, що забезпечує підвищення рівня рН шляхом миттєвого видалення вільної вуглекислоти і сірководню, і коаксіально прикріплених до неї камер змішування. В середині вакуумної камери розташовується конічна східна насадка, яка переходить у насадку Вентурі.

Розрахунок вакуумно-ежекційного апарату полягає у визначенні глибини вакууму у вакуумній камері, розміру насадок Вентурі, продуктивності апарата, розмірів вакуумної камери і ежекційних камер змішування.

Об'єм ежектованого повітря складає 0,5–3,0 об'єму оброблювальної води.

У разі глибокої аерації води також можуть бути застосовані градирні. Під час знезалізнення води можуть бути використані контактні градирні (із продуктивністю установки до 50–75 м³/год) і вентиляторні (із продуктивністю більше ніж 75 м³/год). Схема станції знезалізнення з контактною градирнею наведена на рисунку 4.7.

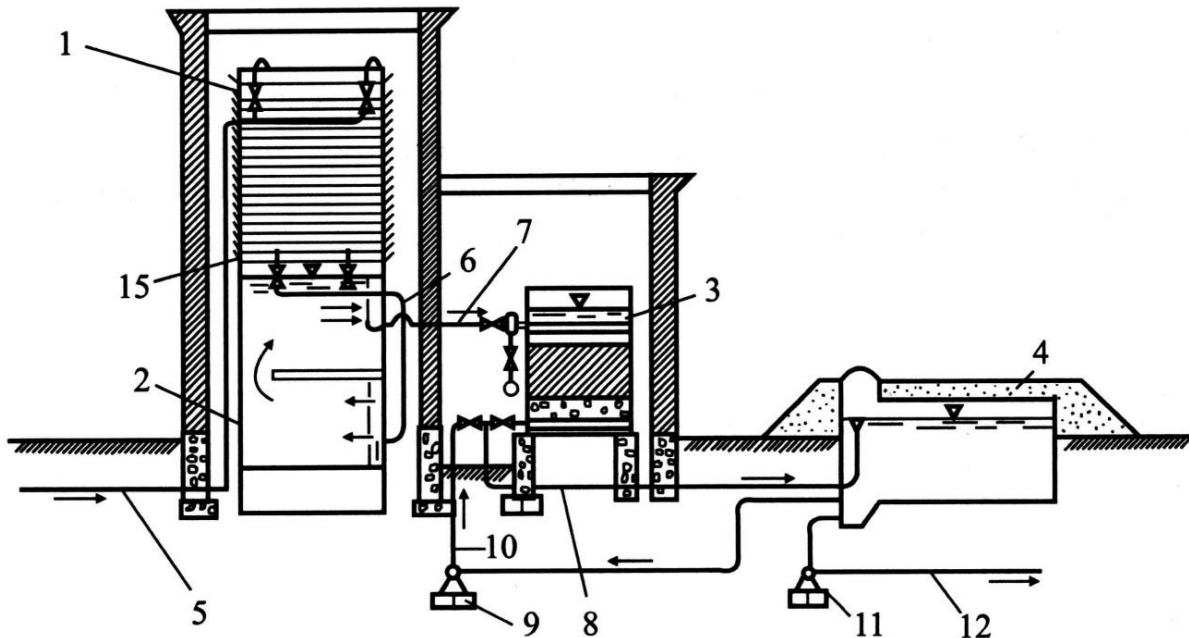


Рисунок 4.7 – Установка деферизації з контактною градирнею:

1 – контактна градирня; 2 – контактний резервуар; 3 – швидкий фільтр;
4 – РЧВ; 5 – вихідна вода; 6 – трубопровід води з градирні у контактний резервуар, 7 – трубопровід із контактного резервуара на фільтр; 8 – трубопровід фільтрату; 9 – промивний насос; 10 – трубопровід подачі промивної води; 11 – НС2; 12 – вода споживачам

В якості насадок (заповнення) у градирнях можуть використовуватись кільця Рашига (металеві і пластмасові), кокс, гравій, деревина.

Гідравлічне навантаження можна обирати з даних таблиці 4.2.

Об'єм контактної насадки визначають з її питомої поверхні і потрібної площі поверхні. Висоту шару завантаження (насадок) вентиляторної градирні визначають залежно від лужності вихідної води.

Об'єм контактного резервуара, призначеного для завершення процесу окислення двовалентного заліза і утворення пластівців гідроксиду заліза (III), розраховують на тривалість перебування води в ньому протягом 30–60 хвилин залежно від вмісту у воді заліза.

Продуктивність вентилятора, що подає повітря у вентиляторну градирню в напрямку, протилежному потоку води, визначають за годинною продуктивністю знезалізнювальної установки і витратою повітря на 1 м³ оброблювальної води, яка обирається в межах 10–12 м³.

Також аерація може проводитись в бризкальних басейнах, де процес відбувається за рахунок фонтанування води. Бризкальні басейни застосовують за сприятливих кліматичних умов або в тих випадках, коли вміст заліза у воді або її висока окислювальність потребують значних об'ємів контактних резервуарів. Бризкальні басейни проєктують із розрахунку інтенсивності зрошення, яка дорівнює 5 м³/год на 1 м² площі басейна. Напір перед соплами забезпечується не менше ніж 15 м.

Таблиця 4.2 – Гідравлічне навантаження на градирні під час деферизації

Тип градирні	Насадок	Навантаження, м ³ /год на 1 м ²
Контактна	Кільця Рашига 25 мм × 25 мм × 3 мм, кокс, гравій	10–15
Вентиляторна	Кільця Рашига 25 мм × 25 мм × 3 мм	60
	Пластмасові кільця 20 мм × 20 мм × 2 мм	70

Під час використання в технологічній схемі знезалізнення бака-аератора, його розраховують на перебування води 0,5–1 хв. Швидкість вилування води з насадки обирається рівною 1,5–2,0 м/с. Бак обладнується трубопроводами подачі і відведення вихідної води, переливу і повного спорожнення.

Знезалізнення в пласті. Застосовується зі вмістом заліза до 5 мг/л, марганцю до 0,4 мг/л за браком їхніх важкоокислювальних сполук і рН більше ніж 5. Схема передбачає установку пристрою для підсмоктування повітря і закачування частини води у водоносний горизонт. Сутність методу полягає в подачі приблизно 10 % від загальної витрати води, насиченої киснем повітря, назад у водоносний горизонт через поглинальні свердловини. У результаті біохімічних і хімічних процесів залізо і марганець переходять у нерозчинену форму і виділяються в осад. Більш ефективно цей процес проходить в теригенних породах: пісках, піщаниках, гравію.

Недоліком цього способу є те, що процес знезалізнення у пласті є важкокерованим. Крім того, з причини колюментації водовмісних порід бульбашками повітря і сполуками заліза, поблизу водозабору дебіт свердловини поступово зменшується. Внаслідок чого через 5–10 років водозабір різко зменшує свою продуктивність, а через 15–20 років – ліквідується.

4.3 Реагентна деферизація

До реагентних належать такі способи: спрощена аерація, окиснення, фільтрування; напірна флоатація з вапнуванням і наступним фільтруванням; вапнування, відстоювання в тонкошаровому відстійнику і фільтрування; фільтрування крізь модифіковане завантаження; катіонування.

Реагентні методи знезалізнення варто застосовувати за низьких значень рН, високої окиснюваності та нестабільності складу води. У разі вмісту

сульфатного або карбонатного заліза або комплексних ферумоорганічних сполук до 10 мг/дм^3 і перманганатної окиснюваності до $15 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ рекомендують фільтрування крізь модифіковане завантаження; до 15 мг/дм^3 і перманганатної окиснюваності до $15 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ – спрощену аерацію, оброблення сильним окисником і фільтрування крізь зернисте завантаження великої брудоемності; понад 10 мг/дм^3 і перманганатної окиснюваності понад $15 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ застосовують напірну флотацію з попереднім вапнуванням і наступним фільтруванням або метод із використанням аерації, вапнування, відстоювання в тонкому шарі та фільтрування; понад 10 мг/дм^3 , перманганатної окиснюваності понад $15 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ і потужності установок до $200 \text{ м}^3/\text{добу}$ рекомендують електрокоагуляцію з барботажем, відстоюванням у тонкому шарі та фільтруванням.

Певні речовини, що містяться в природних водах, наприклад, гумінові кислоти, силікати, фосфати, поліфосфати, відіграють ролі інгібітора в окисленні повітрям, відстоюванні і фільтрації гідроксиду заліза. Цих явищ можна уникнути шляхом додаткової обробки окисленням (перманганат калію, хлор, озон), коагуляцією (сульфат алюмінію) або флокуляцією.

У технологічних схемах знезалізнення води, які реалізують реагентні методи, використовують такі реагенти: хлор, хлорне вапно, перманганат калію, озон, вапно, сода. В окремих випадках для підлужування води може використовуватись кальцинована сода. Підлужувальні реагенти (вапно, сода) потрібно додавати не перед фільтрами, а перед відстійниками або прояснювачами, щоб не допустити відкладень карбонату кальцію на зернах завантаження і не спричинити кольматацію завантаження.

У разі вмісту у воді заліза у вигляді органічних сполук або колоїдних частинок використовують попередню обробку води озоном. При цьому для видалення 1 г заліза необхідно орієнтовно 1 г озону. Така установка продуктивністю $7\,200 \text{ м}^3/\text{год}$ близько 25 років експлуатується в м. Кріссе (Франція) і зображена на рисунку 4.8. Установка передбачає каскадну аерацію. Каскад розміщується над резервуаром озонування і дає можливість первинного окислення залишковим озоном, що виходить з резервуара озонування. До складу схеми входять: резервуар озонування для гідроксиду заліза, додавання флокулянту, фільтрацію на двошаровому фільтрі (швидкість фільтрації – 7 м/год , еквівалентний діаметр зерен: пісок – $0,5 \text{ мм}$, антрацит – $0,85 \text{ мм}$, висота шарів відповідно – $0,4 \text{ м}$ і $0,5 \text{ м}$).

Фільтрування через модифіковане завантаження. Використовують у разі загального вмісту заліза до 12 мг/л , двовалентного заліза у карбонатній або сірчаноокислій формі до 10 мг/л , окислювальності до 15 мг/л . Схема складається зі швидкого фільтра з модифікованим завантаженням, обладнанням для подачі стисненого повітря і знезараження води. Метод заснований на формуванні на поверхні фільтрувального завантаження плівки зі сполук, що мають високі адгезійні і електростатичні властивості, що досягається шляхом послідовної

обробки завантаження 1,5 % розчином сірчаноокислого двовалентного заліза і 0,5 % розчином перманганату калію.

Спрощена аерація з обробкою сильним окислювачем і фільтрування через фільтрувальне завантаження великої брудоемності. Застосовується у разі вмісту заліза до 18 мг/л, двовалентного заліза в карбонатній або сірчаноокислій формі – до 15 мг/л, окислювальності – до 15 мг/л. Схема передбачає установку аератора, реагентного господарства, контактного фільтра і обладнання для знезараження води. Під час аерації відбувається видалення вуглецевої кислоти і насичення води киснем повітря, що сприяє підвищенню рН і частковому окисленню двовалентного заліза. Повна руйнація комплексних сполук двовалентного заліза досягається шляхом додавання до оброблювальної води окисника і наступного фільтрування пластівців гідроксиду заліза через фільтрувальне завантаження.

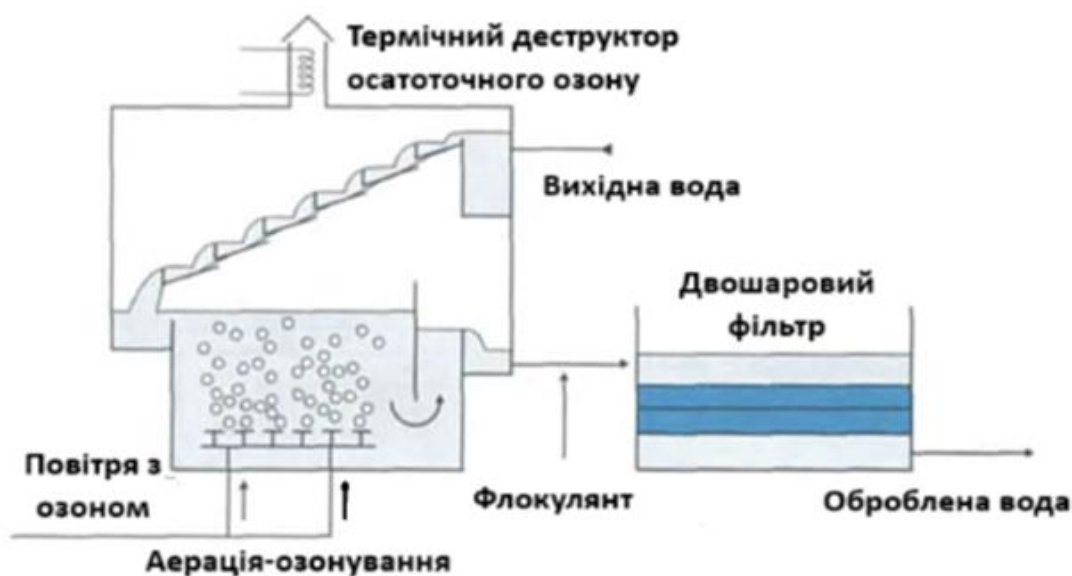


Рисунок 4.8 – Установка озонної аерації

Аерація, вапнування, тонкошарове розділення і фільтрування. Схема обробки передбачає улаштування аератора, реагентного господарства, камери пластівцеутворення, вбудованої у відстійник, швидкого фільтра і обладнання для знезараження води. Процес знезалізнення здійснюється шляхом аерації води, обробкою її лужним реагентом (вапном), виділенням сполук тривалентного заліза в тонкому шарі і доочищенням на швидкому фільтрі. Схема і фото установки показана на рисунку 4.9.

Ефект знезалізнення за цією схемою залежить від швидкості руху води в тонкошарових модулях, дози лужного реагенту і вмісту заліза в оброблювальній воді.

Між аерацією і фільтруванням відстоювання або прояснення необхідно запроваджувати у випадках високого вмісту заліза у вихідній воді, що призводить до надлишкового об'єму осаду, а також у разі високих значень забарвленості, каламутності, вмісту гумінових кислот, комплексних агентів, які

значно уповільнюють швидкість окислення і виділення заліза. При цьому може виникнути потреба в застосуванні коагулянту (сульфату алюмінію або хлорного заліза). Способи контактного відстоювання в шарі завислого осаду найкраще підходять для подібних вод. Приклад описаного способу впроваджений на станції «Mimizan» (м. Ланд, Франція). Продуктивність установки – 9 600 м³/добу (рис. 4.10).

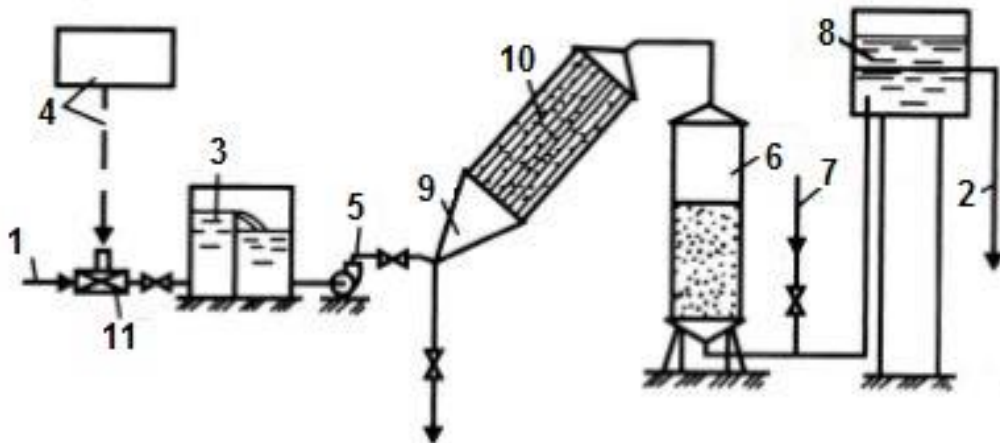


Рисунок 4.9 – Знезалізнєння з тонкошаровими відстійниками:

- 1 – вихідна вода; 2 – очищена вода; 3 – бак-аератор; 4 – реагентне господарство;
 5 – насос; 6 – швидкий фільтр; 7 – хлор (варіант); 8 – водонапірна башта;
 9 – камера пластівцеутворення; 10 – тонкошаровий відстійник;
 11 – трубчастий змішувач

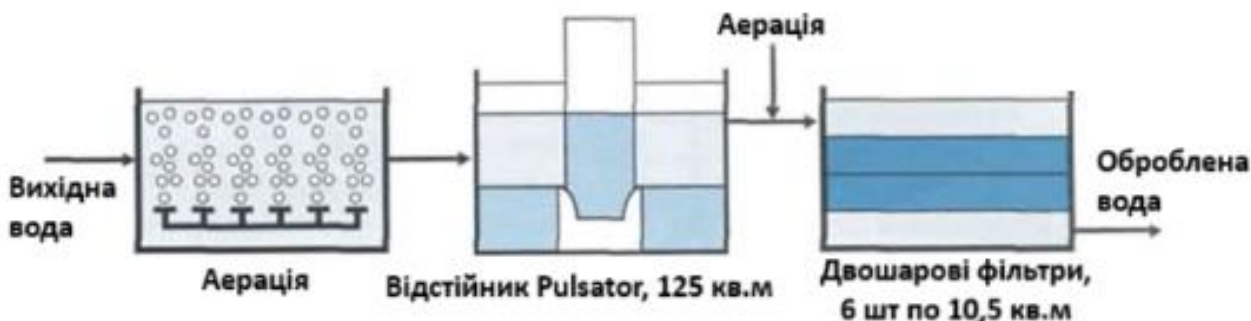


Рисунок 4.10 Схема деферизацій станції «Mimizan»

Катіонування. Використовується за необхідності одночасної деферизації і пом'якшення води. У схемі передбачають катіонітові фільтри і обладнання для підготовки регенераційного розчину. Метод заснований на здатності катіоніту поглинати іони заліза з води в обмін на іони катіоніту. При цьому іонним обміном можуть бути видалені лише іони заліза (II).

Катіонітові фільтри розраховують за швидкістю фільтрування, яку обирають в межах 25 м/год. Товщину шару завантаження (сульфовугілля) обирають 2,5 м. Завантаження регенерують 5-відсотковим розчином NaCl.

Знезалізнєння поверхневих вод проводять частіше реагентними методами, а підземних – здебільшого безреагентними.

4.4 Біологічний метод знезалізнення

Метод заснований на суттєвому впливі на окислювальні процеси залізо- і марганець-окислювальних бактерій. Суть методу біологічного знезалізнення полягає у використанні вирощених на біофільтрі культур залізобактерій для ферментативного окислення гідрокарбонату заліза. Бактерії біологічно окислюють двовалентне залізо, каталізуючи процес розчиненим киснем. Сформовані дисперговані частинки в цьому випадку міцно поєднуються з бактеріальними полімерами. Тому умови затримання гідроксиду заліза на біологічних фільтрах кращі, ніж у разі фізико-хімічного оброблення. Ці бактерії здатні розвиватись в умовах, коли фізико-хімічне розділення неможливе: концентрація розчиненого кисню – 0,2–0,5 мг/л, рН = 7,2, окислювально-відновлювальний потенціал ($E = 100\text{--}200$ мВ).

Порівняно з фізико-хімічними способами переваги біологічної деферизації можна оцінити так:

1. Швидке окислення (немає потреби в аераторах, достатньо додавання повітря під тиском у трубопровід).
2. Не потрібні реагенти (окислювачі, коригування рН, флокулянти).
3. Окислене залізо затримується в більш компактній формі, що означає приблизно в 5 разів більшу брудоемність фільтра.
4. Висока швидкість фільтрування. Завдяки твердості біологічних пластівців і більшому розміру частинок піску (1,1–1,5 мм) можна фільтрувати приблизно в 5 разів швидше, ніж при фізико-хімічній обробці, зі збереженням тієї ж тривалості фільтроциклу, швидкість процесу може сягати до 40–50 м/год.
5. Спрощене оброблення осадів. Промивні води більш високої концентрації добре згущуються і зневоднюються.

До недоліків способу належить те, що запуск установки біологічного знезалізнення менш швидкий, ніж під час фізико-хімічного оброблення. Він потребує від 20-х до 10-ти діб для висіву і вирощування мікроорганізмів.

Найбільшого розповсюдження цей метод на сьогодні набув у країнах Європи. Наприклад, відома станція біологічного знезалізнення продуктивністю 500 м³/год в місті Страсбург (Франція). Вихідна вода містить до 0,7 мг/л марганцю, 4–8 мг/л заліза та 0,7 мг/л амонійного азоту. Технологічна схема станції містить три сталеві циліндричні фільтри діаметром 2,4 м і висотою 2,0 м. Розмір зерен завантаження – 15 мм, швидкість фільтрування – 35 м/год. Після біологічного фільтра воду спрямовують на каскадну аерацію, потім у воду додають перманганат калію дозою 0,4 мг/л. Далі вода проходить два фільтри з шаром завантаження 1,0 м, де відбувається видалення залишкового марганцю. Оброблену воду знезаражують хлором і з РЧВ подають споживачам. Концентрація заліза знижується до 0,1–0,2 мг/л і марганцю до 0,02–0,05 мг/л. Тривалість фільтроциклу становить 40–80 годин. Промивання водоповітряне з інтенсивністю 14–15 л/с·м².

4.5 Очищення природних вод від марганцю

У природних водах марганець зазвичай наявний у розчиненій іонізованій формі Mn^{2+} . У разі високих значень рН може міститись $MnOH^+$. Він може утворювати комплекси з бікарбонатами, сульфатами, силікатами і певними органічними речовинами (гумінові і фульвокислоти), які одночасно містяться у воді. Марганець часто міститься у воді разом із залізом і амонієм, але зустрічаються випадки, коли міститься лише марганець.

У підземних водах марганець найчастіше міститься у формі бікарбонату $Mn(HCO_3)_2$, який добре розчиняється у воді (від 0,5 мг/л до 4 мг/л). Джерелами надходження сполук марганцю у поверхневі водотоки (переважно у формі $MnSO_4$) є стічні води промислових підприємств. За наявності у поверхневих водах гумусових сполук, марганець наявний у вигляді стійких, важко окиснювальних органічних комплексів.

Для видалення мангану з води використовують такі ж способи, що й для знезалізнення. Зазвичай сполуки марганцю видаляють із води разом зі сполуками заліза. Загалом, методи видалення марганцю з води поділяють на реагентні, безреагентні; окислювальні, сорбційні, іонообмінні і біохімічні. Основні методи деманганзації природних вод наведені на рисунку 4.11.

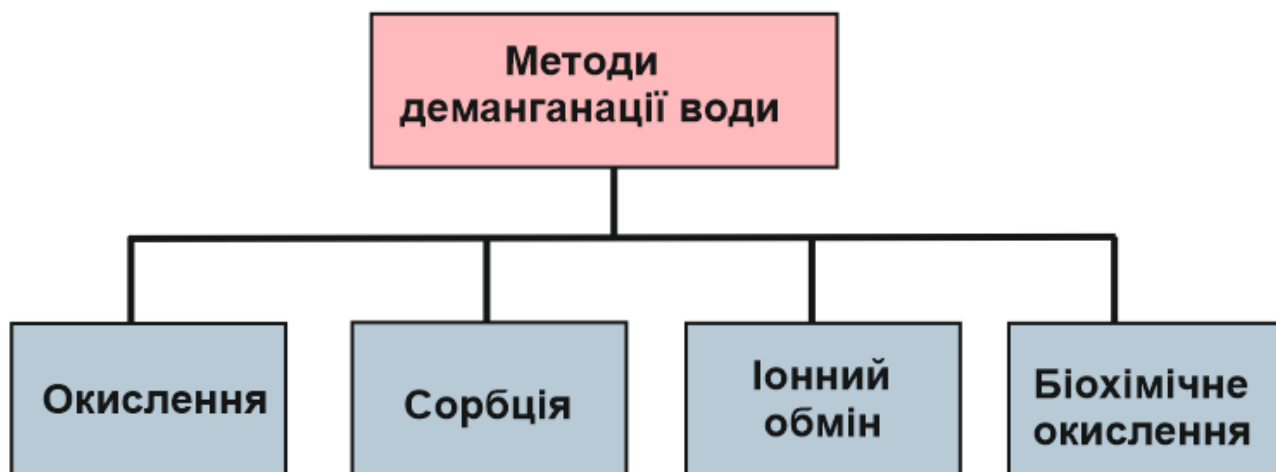


Рисунок 4.11 – Методи видалення з води марганцю

Вибір того або іншого методу зумовлений межами його застосування, а саме продуктивністю установок, складом оброблюваної води і кількісним співвідношенням показників якості. Деманганізацію здійснюють у такі способи: обробкою води перманганатом калію; аерацією з підлюговуванням; фільтруванням крізь грубозернистий пісок або катіоніт; окисненням за допомогою озону, хлору або оксиду хлору (IV).

Використання перманганату калію $KMnO_4$, який має окислювальні і сорбційні властивості, дозволяє руйнувати стійкі органічні комплекси заліза і марганцю, а також інтенсифікує процес коагуляції. Двовалентний марганець окислюється перманганатом калію з утворенням малорозчинного двоокису марганцю, осад якого є сорбентом внаслідок його великої питомої поверхні.

Пластівці оксиду марганцю є ефективним каталізатором процесу, вони мають розвинену питому поверхню, яка складає 300 м² на 1 г осаду. Це й зумовлює його високі сорбційні властивості. Перманганат калію окиснює марганець (II) до оксиду марганцю (IV) за такою реакцією:



Для окислення 1 г Mn^{2+} необхідно 1,88 г KMnO_4 .

Дозу перманганату калію під час видалення марганцю із забарвлених вод обирають більшою на величину, необхідну для окислення органічних речовин, які зумовлюють забарвленість.

Видалення марганцю перманганатом калію із поверхневих вод здійснюють одночасно з іншими способами оброблення води (коагулюванням, фільтруванням, хлоруванням тощо). Розчин перманганату калію подають у трубопровід насосної станції першого підйому до коагулювання.

Для деманганації підземних вод застосовують відкриті напірні (типу катіонітових) фільтри, завантажені на висоту 1,2 м піском з крупністю зерен 1–2 мм. Для оброблення води використовують 3-відсотковий розчин KMnO_4 .

Залежно від технологічної схеми очищення води, подача в оброблювальну воду перманганату калію здійснюється на насосні станції 1-го підйому або на водопровідній станції в трубопровід перед змішувачем до додавання коагулянту або флокулянту не менше, ніж через 5–10 хвилин.

4.6 Деманганація окислювачами

Деманганація за допомогою сильних окислювачів з наступним коагулюванням, відстоюванням (проясненням) і фільтруванням. За одночасного увмісту у вихідній воді заліза і марганцю, обробка проводиться в дві стадії з попереднім окисленням і видаленням заліза. Окиснення киснем повітря майже не використовують, оскільки процес переводу Mn^{2+} у MnO_2 киснем проходить дуже повільно і тільки у разі реакцій рН більше за 9,5. Тому застосування кисню за звичайних умов експлуатації очисних споруд не доцільне. В якості окислювачів за вказаного способу на стаціях очистки використовують хлор, двоокис хлору і перманганат калію. Метод заснований на здатності цих речовин окислювати двовалентний марганець з утворенням дрібнодисперсних малорозчинних оксидів марганцю. Подальше видалення дрібнодисперсних частинок здійснюється коагулюванням і фільтруванням.

Іони марганцю (II) окиснюються хлором досить швидко лише за рН > 4. За наявності у воді аміаку та амонійних солей доза хлору має забезпечити окиснення хлорамінів і марганцю. Для повного руйнування хлорамінів потрібно додавати близько 6 мг хлору на 1 мг аміаку, що міститься у воді, та, крім того, 1,3 мг хлору на окиснення 1 мг Mn^{2+} до Mn^{3+} . Розчинені органічні речовини уповільнюють процес, тому у разі використання хлору для поверхневих забарвлених вод потрібне попереднє відстоювання і фільтрування.

У разі використання перманганату калію теоретично потрібна його доза складає 1,88 г на 1 г Mn^{2+} , але на практиці ця величина залежить від

величини рН і складу води (частка перманганату бере участь в окисленні розчинених у воді органічних речовин). Крім того, необхідно ретельно контролювати додану дозу, тому що надлишок перманганату забарвлює воду в рожевий колір, який згодом переходить в жовтий у розподільчих мережах.

Саме перманганат калію найчастіше використовують для фізико-хімічної деманганації. Для підземних вод концепція є такою ж, як і у випадку знезалізнення. Спочатку проводять аерацію (під тиском або відкрити) для впливу на іони заліза (II) і сірководню і для збагачення води розчиненим киснем (захист від корозії і неприємних запахів). Потім між аерацією і фільтруванням додають перманганат. Фільтрацію здійснюють з тією ж швидкістю, але на більш тонкому піску, якщо вода містить тільки марганець. Ефективний розмір частинок піску 0,55–0,75 мм. У випадку застосування напірних фільтрів обирають висоту шару завантаження не менше 1,2 м із крупністю зерен 1–2 мм.

Для обробки поверхневих забарвлених вод, що містять значні концентрації органічних речовин, необхідне повне освітлення коагуляцією-флокуляцією з відстоюванням. Прикладом подібної схеми може бути станція очистки питної води у м. Морбіган (Франція). Продуктивність станції складає 9 600 м³/добу (рис. 4.12).

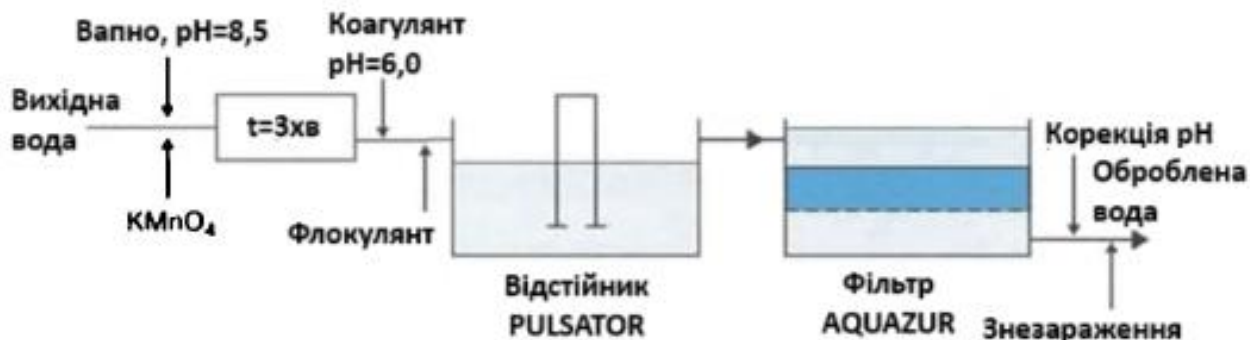


Рисунок 4.12 – Станція деманганації води «LA BASSE VALLE»

Найповніше виділяються іони марганцю із води після її озонування. Утворений при цьому нерозчинний гідратований оксид марганцю видаляють із води її фільтруванням крізь зернисте завантаження швидких фільтрів. Окислення Mn^{2+} озоном відбувається досить швидко, для окислення 1 г марганцю потрібно 0,9–1,45 г озону.

4.7 Біологічна деманганація

Біологічне видалення марганцю. Як і у випадку заліза, певні бактерії в аеробному середовищі створюють можливість для біологічного окислення марганцю киснем. На поверхні зерен піску відмерлі бактерії утворюють біомасу, що містить оксиди марганцю і є ефективним каталізатором процесу окиснення. Деякі з бактерій забезпечують окислення двовалентного марганцю побічно. Воно відбувається завдяки збільшенню величини рН через зростання цих бактерій, що уможливорює достатньо швидке окислення Mn^{2+} киснем. У

випадку інших бактерій окислення пов'язане з активністю внутрішньоклітинних ферментів. Для третіх – окислення починається з адсорбції розчиненого марганцю на поверхні клітинної мембрани з наступним його розкладенням за допомогою ферментів. У цьому випадку марганець концентрується в оболонці, яка оточує клітину або групу клітин.

Біологічна деманганатація, як і деферизація, має певні переваги:

1. Немає необхідності у використанні реагентів (іноді у пусковий період корисно використовувати перманганат калію).

2. У разі оброблення більшості вод час контакту незначний. Він необхідний для збільшення окислювально-відновлювального потенціалу. Аерація може здійснюватися у трубопровід (під тиском) або з використанням каскаду (гравітаційно).

3. Міцність біологічних пластівців, порівняно з фізико-хімічними методами, дозволяє, як і під час деферизації, підвищити швидкість фільтрації до 30–40 м/год на фільтрувальних матеріалах, ефективний розмір частинок яких перевищує 1,3 мм.

4. Затримувальна здатність фільтрів у 5–10 разів більша, ніж у разі фізико-хімічного фільтрування.

5. Осади легко згущуються і зневоднюються.

6. Промивання може здійснюватися як вихідною водою, так і нехлорованою очищеною.

Спосіб біологічної деманганатації можна проілюструвати на прикладі станції очищення поверхневої води р. Рона продуктивністю 28 000 м³/добу вум. Воклюз (Франція) (рис. 4.13).

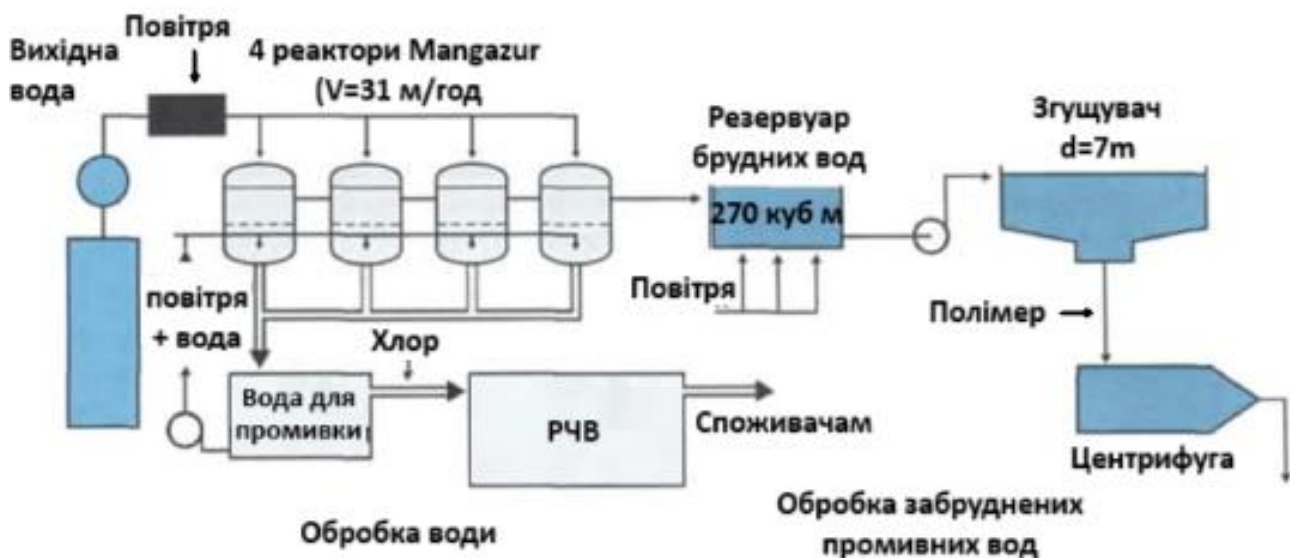


Рисунок 4.13 – Станція біологічної деманганатації

Розвиток бактерій, які застосовуються для видалення марганцю, відбувається повільніше, ніж бактерій, що видаляють залізо. Тому запуск очисної установи ще більше сповільнюється і може скласти до 1–3 місяців.

Скоротити вказаний термін можна, наприклад, використовуючи пісок, попередньо насичений бактеріями на іншій подібній установці.

Контрольні запитання по темі

1. У чому полягає шкідливий вплив надлишкового вмісту заліза і марганцю у воді?
2. Що показують діаграми Пурбе для заліза і марганцю? Дайте коротку характеристику основних методів деферизації вод.
3. Для чого використовують аерацію під час деферизації води?
4. Які реагенти використовують під час деферизації вод?
5. Наведіть приклад схеми знезалізнення реагентним методом.

ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 2 ВДОСКОНАЛЕННЯ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

Тема 5 Сорбційні технології в очищенні води

5.1 Сутність методу адсорбції

Сорбція – процес поглинання твердим тілом або рідиною різних речовин з навколишнього середовища. Речовину, яка поглинається називають сорбатом (або сорбтивом), а речовина, яка поглинає – сорбентом. За характером поглинання сорбату сорбційні явища розділяються на два типи: адсорбцію, тобто концентрування сорбату на поверхні фаз або його поглинання поверхневим шаром сорбенту і абсорбція, тобто об'ємне поглинання, за якого сорбат розподіляється по всьому об'єму сорбенту.

У процесах водопідготовки і очищенні стічних вод частіше використовують явище адсорбції, яку також іноді називають просто сорбцією. Основою явища є взаємодія енергетично ненасичених атомів сорбенту з молекулами сорбату.

Адсорбція є найбільш універсальним і ефективним методом видалення з води розчинених органічних речовин природного і антропогенного походження. Особливо великого значення набуває використання сорбційних процесів під час підготовки води поверхневих джерел в умовах їхнього значного забруднення органічними токсичними і канцерогенними речовинами антропогенного і техногенного походження: різноманітні миючі засоби (детергенти), пестициди, феноли, нафтопродукти, діоксини, які надходять в поверхневі джерела зі стічними і атмосферними водами.

Речовину, за допомогою якої відбувається поглинання компонентів (вилучення домішок із водних розчинів), називають адсорбентом, а поглинальний компонент (вилучені домішки) – адсорбатом (адсорбтивом).

Адсорбція – один з ефективних способів глибокого очищення природних і стічних вод від речовин переважно органічного походження. Зокрема, вона є ефективною для знебарвлення та усунення запахів і присмаків із природних

вод. Адсорбцію можна застосовувати для очищення стічних вод від розчинених органічних речовин целюлозно-паперової, хімічної, нафтохімічної, текстильної та інших галузей промисловості. Перевагою цього способу є можливість адсорбції речовин багатокомпонентних сумішей та висока ефективність очищення слабкоконцентрованих вод.

Розрізняють фізичну, активовану і хімічну адсорбцію (рис. 5.1). Фізична адсорбція (рис. 5.1) зумовлюється оборотною фіксацією іонів, або молекул (газів, металів, органічних молекул) на поверхні певних матеріалів. Ця фіксація обумовлена, зі свого боку, взаємним притяганням молекул адсорбату та адсорбенту під дією сил Ван дер Ваальса (тобто сил міжмолекулярної і міжатомної взаємодії). Адсорбція здійснюється під впливом молекулярних сил поверхні адсорбенту і призводить до зменшення вільної поверхневої енергії. Молекули адсорбенту, наближаючись з об'єму розчину до поверхні поділу фаз, зазнають притягання з боку цієї поверхні. Під час зіткнення з нею притягання врівноважується відштовхуванням, після чого поверхня адсорбенту вкривається тонким (адсорбційним) шаром молекул адсорбату. За фізичної адсорбції молекули адсорбату зберігають свої властивості, а за хімічної адсорбції (хемосорбції) – утворюють поверхневу хімічну сполуку з адсорбентом. Фізична адсорбція є повністю оборотною. За фізичної адсорбції речовина поглинається з парогазової фази, а в разі адсорбції з розчинів процес ускладнюється фізико-хімічною взаємодією адсорбенту та адсорбату.

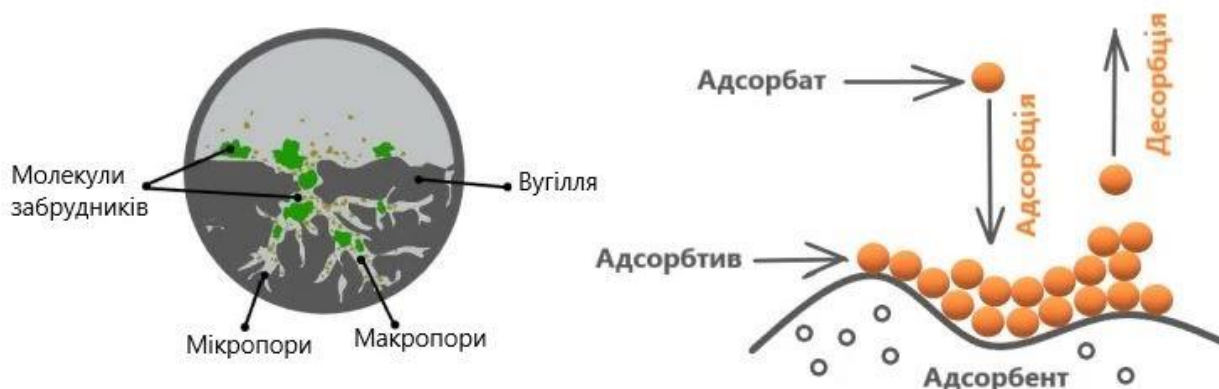


Рисунок 5.1 – Механізм фізичної адсорбції

Активована адсорбція супроводжується взаємодією адсорбенту й адсорбату з утворенням поверхневої сполуки особливого виду, а молекули адсорбенту залишаються в кристалічних ґратках останнього. Активована адсорбція специфічна, необоротна і відбувається повільно. Під час хімічної адсорбції на поверхні адсорбенту відбувається хімічна реакція, яка супроводжується виділенням теплоти, еквівалентної теплоті хімічної реакції.

Найчастіше для очищення природних і стічних вод від органічних речовин застосовують процес фізичної адсорбції на вуглецевих сорбентах, цеолітах або синтетичних мікропоруватих матеріалах, які мають розвинену площу поверхні. Наприклад, якщо взяти 1 г якісного активованого вугілля і

«розгорнути» його так, щоб вийшов 1 шар, то площа такого шару буде сягати близько 2 000 м² і більше.

Вимірювана на практиці величина адсорбції, тобто кількість речовини в поверхневому шарі, належить до одиниці площі або маси адсорбенту. Вона залежить від природи адсорбенту та адсорбату, концентрації останнього в об'ємі, температури та величини поверхні адсорбенту. Адсорбентам із насипною масою близько 500 кг/м³ (середня насипна маса багатьох зразків активованого вугілля і полімерних смол) відповідає доза 10 кг/м³ води.

Найкращий мікропоруватий адсорбент із питомим адсорбційним об'ємом 0,4–0,6 см³/г із дозою 10 кг/м³ може вилучити з водного розчину не більше, ніж 0,04–0,06 м³/м³ органічних речовин. За густини органічних сполук від 800 кг/м³ до 1 000 кг/м³ вилучається 4–6 кг/м³ забруднень. Це і є максимальна концентрація органічних речовин у стічній воді, за якої ще доцільне адсорбційне очищення води. За молекулярної маси 100–150 це відповідає молярній концентрації 30–60 ммоль/л.

5.2 Характеристика основних сорбентів

Адсорбційна здатність твердого тіла залежить від деяких факторів. Наприклад, від розгорнутої поверхні або питомої поверхні матеріалу, що вимірюється в квадратних метрах на грам (м²/г). Деякі матеріали, що існують у природному середовищі (глини, кремнезем тощо), мають значну питому поверхню, величина якої змінюється залежно від фізико-хімічного стану водного середовища (величина рН, природа катіонів, що поєднуються). Так, у деяких глин, таких як бентоніти (наприклад, монтморилоніт або цеоліт), питома поверхня, доступна для фіксації більшості молекул, змінюється в межах від 40 м²/г до 100 м²/г. Їхня адсорбційна здатність дуже непостійна, але саме ця характеристика є найважливішим параметром, що регулює обмін і рухливість різних елементів.

Промислові адсорбенти мають набагато більш високу питому поверхню (від 600 м²/г до 2 500 м²/г), що свідчить про високу мікропоруватість цього матеріалу. Усереднені величини питомої поверхні і загальної поруватості деяких сорбентів наведена в таблиці 5.1.

Таблиця 5.1 – Характеристики деяких адсорбентів

Сорбент	Питома поверхня, м ² /г	Загальна поруватість, см ³ /г
Активоване вугілля	950–1500	0,55–0,95
Синтетичні сорбенти (макромолекулярні смоли)	300–750	0,1–0,3
Природні сорбенти (цеоліт, клиноптилоліт, шунгизит)	15–95	0,3–0,7

Адсорбційна здатність твердого тіла залежить від характеру зв'язку «адсорбент – адсорбат», тобто від вільної енергії взаємодії між адсорбційним центром адсорбенту та частиною молекули, яка входить у контакт з поверхнею адсорбенту, а також від часу контакту між твердим адсорбентом і адсорбатом, який знаходиться в розчиненому стані (час, необхідний для того, щоб забруднювальна речовина досягла поверхні адсорбенту).

Для очищення вод як адсорбенти застосовують різні штучні та природні поруваті матеріали – попіл, дрібний кокс, торф, силікагелі, алюмогелі. Адсорбенти мають різні за діаметром капілярні канали – пори. Їх умовно поділяють на макропори, перехідні (мезопори), мікропори, супермікропори. Останні є перехідною ділянкою поруватості, впродовж якої характерні ознаки мікропор поступово зникають. Мікропори, розміри яких менші від молекул розчинених речовин, у процесі адсорбції складних молекул участі не беруть. Характер процесу адсорбції визначається розміром пор. Класифікація пор за їхніми розмірами наведена у таблиці 5.2.

Макропори мають відносно невелику питому поверхню і не впливають на адсорбційну здатність сорбенту. Вони є лише каналами для транспортування сорбованих молекул.

Таблиця 5.2 – Класифікація пор адсорбентів за їхніми розмірам

Пори адсорбенту	Розміри, нм (10^{-9} м)
Макропори	Більше 25
Мезопори	1,0–25
Мікропори	0,2–1,0
Супермікропори	До 0,2

Розміри перехідних пор (мезопор) перевищують розміри сорбованих молекул. У процесі адсорбції на їхній поверхні утворюються шари поглиненої речовини завтовшки в одну (мономолекулярна адсорбція) або в кілька (полімолекулярна адсорбція) молекул.

Мікропори за розміром наближаються до розмірів адсорбованих молекул. Адсорбція останніх призводить до заповнення об'єму мікропор, тому утворення шарів поглинутої речовини на поверхні мікропор не має фізичного сенсу.

Адсорбенти характеризуються поглинальною, або адсорбційною, здатністю (активністю адсорбенту), яка визначається концентрацією адсорбтиву в одиниці маси або об'єму адсорбенту. Максимально можливу за цих умов поглинальну здатність адсорбенту умовно називають його рівноважною активністю.

Як адсорбенти застосовують переважно активоване вугілля та синтетичні полімерні сорбенти. Крім того, використовують мінеральні адсорбенти – оліти, силікагелі, глинисті матеріали тощо.

Вуглецеві сорбенти. Найбільш розповсюдженим у практиці водоочищення неполярним гідрофобним сорбентом є активоване вугілля, яке

забезпечує завдяки своїм властивостям ефективну адсорбцію розчинених домішок. Високопорувате активоване вугілля отримують після сухої перегонки різних карбоновмісних речовин (дерева, кісток, торфу, антрациту, нафтового вугілля, коксу, шкаралупи кокосових горіхів тощо) та активації отриманого вугілля для підвищення його поруватості. Вугілля активують в результаті термічної обробки: термічне активування за температури понад 500–600 °С і окислення за температури 850–1 000 °С.

Досвід показує, що активовані вугілля є адсорбентами, які мають широкий спектр дії: на їхній поверхні фіксується більшість органічних молекул. Молекули з низькою полярністю, відповідальні за виникнення смаків та запахів, а також молекули із відносно високою молярною масою з різних причин добре адсорбуються активованим вугіллям.

Активоване вугілля застосовують у таких сферах:

1. Доочищення питної води та вод високої чистоти для промислових потреб. Активоване вугілля адсорбує розчинені органічні сполуки, які не зазнали природного біологічного розкладання (самоочищення водних джерел) і не вилучені під час первинної фізико-хімічної обробки. Необхідно зазначити, що спочатку активоване вугілля застосовувалося переважно для поліпшення органолептичних характеристик води, видаляючи органічні речовини, що надають запах, присмак і колір. Зі збільшенням масштабів забруднення природних вод активоване вугілля стало також використовуватися для видалення численних забруднень і мікроелементів.

2. Обробка промислових стічних вод. Активоване вугілля використовують у тих випадках, коли стічна вода не може бути очищена біологічними методами або містить токсичні органічні речовини, що перешкоджають застосуванню біологічних способів очищення. При цьому активоване вугілля дозволяє вилучати токсичні речовини і таким чином отримувати стічну воду, яка може зазнавати біологічної обробки.

3. Третинне очищення промислових і міських стічних вод. Активоване вугілля фіксує розчинені органічні сполуки, стійкі до біологічної обробки, що проводилася на попередніх стадіях, і таким чином дозволяє видалити більшу або меншу частку залишкової ХСК.

Застосування вугілля тієї або іншої марки залежить від різновиду процесу адсорбції, в якому його використовують. Характеристики деяких марок активованого вугілля наведені в таблиці 5.3.

Синтетичні полімерні сорбенти. Нині широко використовують синтетичні полімерні адсорбенти – макромолекулярні смоли, в яких порувата структура може змінюватися за тієї самої хімічної будови залежно від вмісту вихідних компонентів під час синтезу. Їхня питома поверхня складає 300–500 м²/г. При цьому отримують адсорбенти з гідрофобними або гідрофільними властивостями. Їхня адсорбційна здатність порівняно з активованим вугіллям дуже посередня, проте ці смоли мають набагато кращу кінетику адсорбції і часто вони легше регенерують. Останнім часом освоєно виробництво

поруватих полімерних адсорбентів, які можна використовувати для поглинання деяких органічних речовин зі стічних вод. Ці сорбенти відомі під назвою «полісорби».

Мінеральні сорбенти на основі оксиду алюмінію і різних оксидів металів. Всі мінеральні сорбенти значною мірою гідрофільні. На поверхні цих адсорбентів знаходяться функціональні групи, які утворюють з молекулами води міцні водневі зв'язки.

Таблиця 5.3 – Характеристики марок активованого вугілля

Марка	Розмір гранул, мм	Сумарний об'єм пор, V_p , см ³ /г	Насипна щільність, γ , г/дм ³
ВКС-В	0,1–0,5	0,65	450
АГ-3	0,5–1,5	0,75	480
БАУ-А	1,0–3,6	1,65–1,8	240
СГН-30	0,5–2,8	0,17	940
МАУ-100	0,8–1,1	0,22–0,25	510
АКУ-ВФ	0,5–2,8	0,5	480
LQ-900S	0,9–1,1	0,8	480
Filtrisorb-500 (Бельгія)	0,8–1,0	0,95	425
TL830 (Бельгія)	0,9–1,1	0,95	430
«Аквант-мезо»	0,6–0,8	0,55–0,6	400–460

На сучасному технічному рівні ці адсорбенти неспроможні конкурувати з активованим вугіллям у сфері адсорбції органічних речовин із води. Проте деякі з них, наприклад, оксиди алюмінію та оксигідроксиди тривалентного заліза з домішкою оксиду марганцю, становлять реальний інтерес з точки зору видалення миш'яку, фтору та фосфатів. Природні цеоліти також використовують у вигляді порошків і фільтрувальних матеріалів під час очищення води від ПАР, канцерогенних органічних забруднень і колоїдів.

5.3 Теоретичні основи сорбційного процесу

Кількісно величина адсорбції виражається величиною абсолютної адсорбції A , тобто кількістю речовини (моль) у поверхневому шарі, який припадає на одиницю площі або одиницю маси адсорбенту (ммоль/м², ммоль/г). У разі експериментального визначення величину адсорбції розраховують за різницею вхідної і рівноважної концентрації адсорбату. Якщо адсорбентом є тверде порувате тіло, загальну поверхню якого визначити складно, то адсорбцію виражають в одиницях маси адсорбенту (моль/г).

Основні відомості про сорбційні властивості матеріалів і характер сорбції на них можна отримати з ізотерм сорбції, які характеризують залежність сорбційної властивості A від концентрації C адсорбату за постійної температури, тобто $A = f(C)$. Приклади ізотерм сорбції показані на рисунку 5.2.

Опуклі ділянки ізотерм I, II і IV типів (Ленгмюрівська адсорбція) вказують на наявність у сорбентах мікропор. Крім того, сорбенти II і IV мають ще і макропори. Форму ізотерм II і III зазвичай пов'язують з утворенням під час адсорбції багатьох шарів (полімолекулярна адсорбція), причому у випадку II взаємодія «адсорбент – адсорбат» сильніша за взаємодію «адсорбат – адсорбат», а у випадку III навпаки. Ізотерми III і V типів зустрічаються рідше і описують сильну міжмолекулярну взаємодію сорбату. Крутизна ізотерми I типу характеризує розмір мікропор сорбенту: а – супермікропори (до 0,2 нм), б – мікропори (0,2–1,0 нм). Ізотерма IVб відповідає перехідно-поруватому сорбенту, IVв – макропоруватому, IVа – зі змішаною структурою.

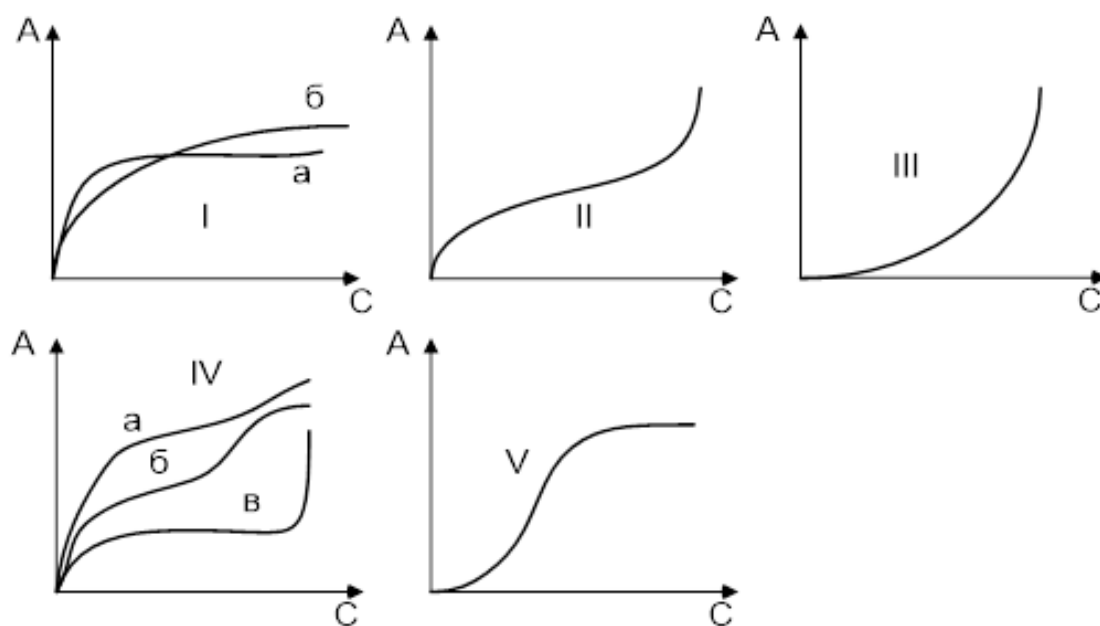


Рисунок 5.2 – Ізотерми сорбції

Чим крутіше ізотерма – тим дрібнішими є мікропори. Граничне значення такої адсорбції A_{gr} відповідає покриттю поверхні мономолекулярним шаром. Увігнуті ділянки на ізотермах вказують на наявність макропор (більше 25 нм).

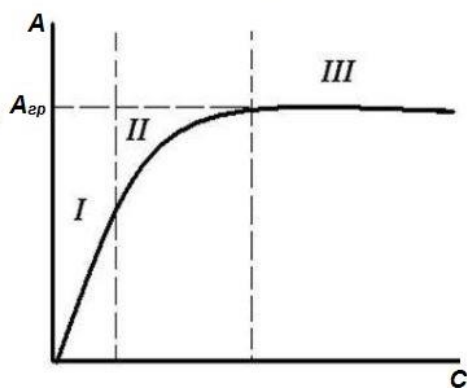


Рисунок 5.3 – Ізотерма Ленгмюра

Всі п'ять типів ізотерм описуються теорією полімолекулярної адсорбції БЕТ (Брунауер, Еммет, Теллер).

Для аналітичного опису ізотерми мономолекулярної адсорбції найчастіше використовують теорію Ленгмюра, згідно з якою ізотерма (рис. 5.3) описується таким рівнянням:

$$A = A_{gr} \frac{kC}{1 + kC}, \quad (5.1)$$

де A – питома адсорбція, ммоль/г;

C – рівноважна концентрація адсорбату, ммоль/л;

k – адсорбційна константа;

$A_{гр}$ – гранична адсорбція, ммоль/г.

На ізотермі виділяють три характерні ділянки:

– I – ділянку малих концентрацій, коли ($C \ll 1/k$), рівняння Ленгмюра спрощується і набуває вигляду: $A = A_{гр}kC$, тобто величина адсорбції лінійно зростає з підвищенням концентрацій;

– II – ділянку середніх концентрацій;

– III – ділянку великих концентрацій ($C \gg 1/k$), тоді $A = A_{гр}$, тобто вся поверхня адсорбенту зайнята молекулами адсорбату.

Рівняння Ленгмюра може бути перетворено на таку лінійну форму:

$$\frac{C}{A} = \frac{1}{A_{гр}} C + \frac{1}{A_{гр}k}. \quad (5.2)$$

Це рівняння – рівняння прямої. За цією залежністю і визначають величину граничної сорбції, $A_{гр}$.

На ділянці середніх концентрацій (III на рис. 5.3) адсорбція може бути описана рівнянням Фрейндліха, теоретичне виведення якого припускає експоненційний розподіл адсорбційних центрів за енергією:

$$A = KC^{\frac{1}{n}}, \quad (5.3)$$

де K і n – константи (K залежить від природи адсорбенту, показник $\frac{1}{n}$ коливається від 0,1 до 1 і залежить від температури і природи адсорбату).

У логарифмічному вигляді рівняння Фрейндліха має вигляд прямої:

$$\lg A = \lg K + \frac{1}{n} \lg C. \quad (5.4)$$

Рівняння Фрейндліха широко застосовується під час оброблення експериментальних даних і для інженерних розрахунків.

До основних технологічних характеристик адсорбційного процесу належить насамперед питома витрата адсорбенту на очищення одиниці об'єму стічних вод. Для визначення цього показника потрібно знати, як використовується ємність адсорбенту, чи залежить адсорбція від рН, і яким має бути його оптимальне значення.

На практиці доводиться стикатися з проблемою адсорбційного очищення вод, які містять суміш органічних речовин невідомого складу. У такому разі всю суму розчинених органічних речовин можна вважати одним «умовним компонентом», концентрацію якого можна характеризувати: загальним показником хімічного споживання кисню (ХСК), перманганатною окиснюваністю води тощо. При цьому доцільно визначати дозу активованого вугілля для очищення вод не в кілограмах на один кубометр води, а в кілограмах на кілограм ХСК або O_2 /л. Така форма виразу витрати активованого вугілля об'єктивніше характеризує процес очищення.

5.4 Апаратурне оформлення адсорбційного очищення води

Апаратурне оформлення адсорбційного процесу очищення води передбачає використання апаратів з нерухомим шаром адсорбенту, з пневматичним або механічним перемішуванням та псевдозрідженим («киплячим») шаром. Розрізняють статичну і динамічну сорбцію. У першому випадку здійснюється перемішування сорбенту у воді з подальшим відстоюванням суміші, в другому – вихідну воду пропускають через нерухомий шар сорбенту.

У системах підготовки питної води і очищення побутових і промислових стічних вод використовують порошкові (ПАВ) та гранульовані (ГАВ) активовані вугілля.

Порошкове активоване вугілля (ПАВ) складається з частинок розміром від 10 мкм до 50 мкм і найчастіше застосовується у технології освітлення. У разі безперервної подачі у воду разом з флокулянтами частинки вугілля вбудовуються у флокули і потім витягуються з води разом з ними (у складі осаду). Для ефективного застосування ПАВ рекомендується використовувати відстійники з рециркуляцією осаду або із завислим шаром осаду, тобто адсорбція у псевдорозріджених умовах. Ці відстійники дозволяють значно збільшити час контакту між водою та вугіллям і цим наблизити процес насичення вугілля до рівноважного.

Переваги ПАВ. Порошкові активовані вугілля приблизно в 2–3 рази дешевші за гранульовані. Їхнє дозування можна кількісно регулювати відповідно до концентрації забруднювальних домішок (якщо вона відома).

Якщо лінія обробки містить лише одну стадію флокуляції-відстоювання, застосування ПАВ пов'язане з відносно невисокими капітальними витратами (достатньо обладнати лише один пост дозування активованого вугілля). Порошкове активоване вугілля забезпечує високу швидкість адсорбції, оскільки молекули адсорбату мають прямий доступ до значної поверхні мікрочастинок адсорбенту, і сприяє процесу відстоювання, оскільки його частинки обтяжують флокули.

Недоліки ПАВ:

- неможливість регенерації ПАВ у разі його вилучення у складі осаду;
- складність повного видалення слідових кількостей забруднювальних домішок без додавання надлишку ПАВ;
- для використання ПАВ у разі пікових забруднень необхідно мати засоби виявлення цих стрибків.

З усіх цих причин ПАВ використовується переважно в режимах періодичного або незначного дозування (менше ніж 20–30 г/м³ у конкретних ситуаціях), в іншому випадку з економічних міркувань краще застосовувати вугілля у формі гранул, що регенеруються.

Гранульоване вугілля застосовується у вигляді фільтрувального шару, через який проходить вода, що обробляється. Домішки, що забруднюють воду,

видаляються з неї в міру проходження через вугілля, і вода, що поступово очищається від забруднень, взаємодіє з дедалі більш активними гранулами.

Найпростішими є апарати зі щільним нерухомим шаром сорбенту, крізь який фільтрується очищувана вода. Такі апарати використовують за умови постійної наявності у воді небезпечних речовин. У міру того, як завантаження затримує мікрозабруднення, фронт адсорбції поступово переміщується вглибину шару. Необхідність заміни відпрацьованого вугілля свіжим виникає щойно залишковий вміст забруднень у чистій воді досягне критичного порогового значення.

Відпрацьоване вугілля спрямовують або на регенерацію і реактивацію, або у відходи (якщо це нерегеноване вугілля). Швидкість фільтрування залежить від концентрації очищуваних речовин у воді і змінюється в середньому від 4 м/год до 15 м/год. Величина зерен сорбенту становить 0,5–5,0 мм. Рух води може здійснюватися як зверху вниз, так і знизу вгору. У колоні шар зерен сорбенту поміщають на дренажну решітку з отворами 5–10 мм і кроком 10–20 мм. На решітку насипають підтримувальний шар дрібного щебню та крупного гравію висотою 400–500 мм, що запобігає провалюванню зерен сорбенту в простір під решіткою і забезпечує рівномірний розподіл води по всьому перетину (рис. 5.4).

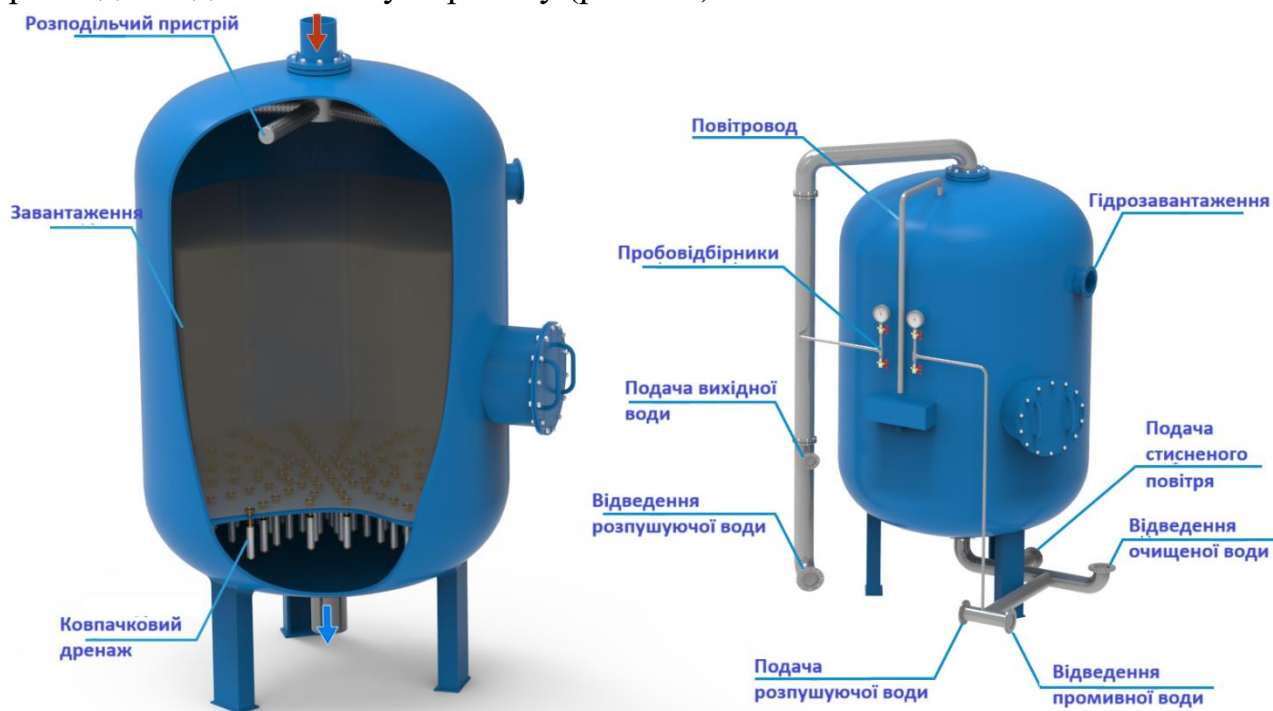


Рисунок 5.4 – Вугільний фільтр

Орієнтовний розрахунок сорбційних фільтрів можна проводити за методикою, яку згодом уточнюють під час технологічних вишукувань. Суть методики полягає у визначенні необхідної площі фільтрування, дози (кількості) сорбенту і висоти його шару у фільтрі. Після чого вибирають конструкцію фільтра, що серійно виготовляється промисловістю.

На водопровідних станціях середньої і високої продуктивності можна використовувати в якості сорбційних швидкі фільтри звичайної конструкції.

Приклад конструкції швидкого вугільного фільтра з поверхневим зливом забруднень вихідною водою показано на рисунку 5.5. У цих фільтрах застосовано основу з дренажними ковпачками. Ковпачковий дренаж дозволяє рівномірно розподіляти воду і стиснене повітря у разі водо-повітряного промивання фільтра. Сумарна площа щілин всіх ковпачків, встановлених у фільтр повинна бути в межах 0,8–1,0 % його робочої поверхні.

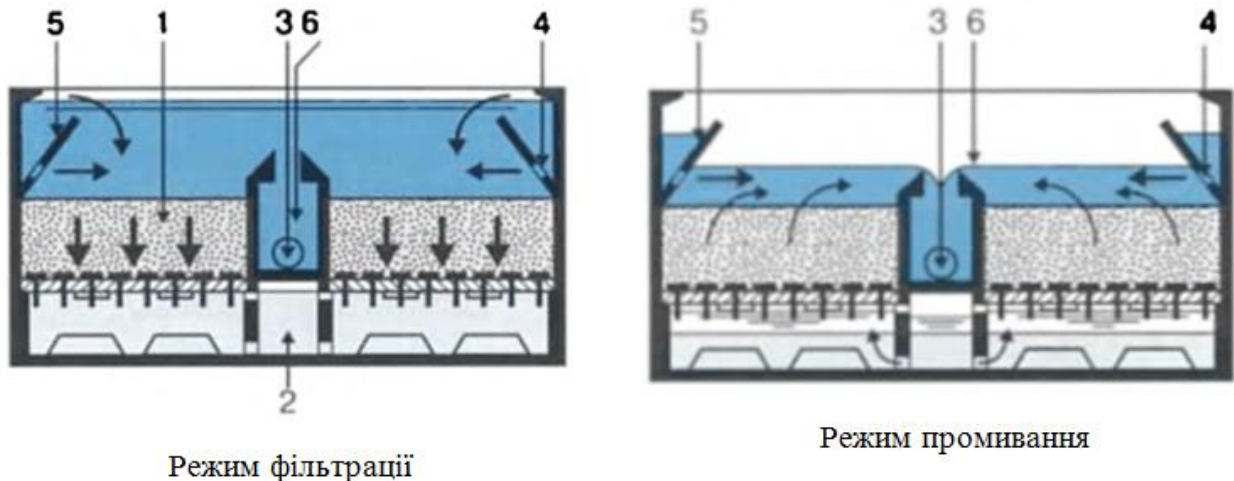


Рисунок 5.5 – Швидкі вугільні фільтри:

- 1 – шар завантаження; 2 – канал фільтрованої води, повітря і промивної води;
- 3 – труба відводу промивної води; 4 – вхідний отвір для зливної води;
- 5 – V-подібний жолоб; 6 – жолоб відведення промивних вод

Сорбційні фільтри з послідовними нерухомими шарами частіше використовують під час оброблення побутових і промислових стічних вод. Зазвичай адсорбційна установка має кілька паралельно працюючих секцій, що складають три-п'ять послідовно розміщених фільтрів. Головний фільтр після досягнення граничного насичення вимикають на регенерацію, а очищувана вода надходить у наступний фільтр. Після регенерації адсорбенту головний фільтр залучається в схему очищення як останній ступінь.

Застосування для глибокого очищення води вугільних фільтрів із нерухомим шаром доцільно на водоочисних станціях, де в оброблювальній воді постійно наявні підвищені концентрації речовин антропогенного походження. У разі їхньої періодичної появи в джерелі водопостачання доцільніше і раціональніше застосування одноразового протягом фільтроциклу додавання порошкових сорбентів в оброблювану воду відповідно до виду і кількості домішок, що наявні у воді.

На сьогодні розроблена конструкція освітлювально-сорбційного фільтра (ОСФ) із комбінованим пінополістирольно-вугільним завантаженням, що дозволяє змінювати режим роботи фільтра залежно від якості вихідної води (рис. 5.6).

Розрахунок ОСФ аналогічний розрахунку фільтра з висхідним фільтруванням води, але має особливості розрахунку дози і маси сорбційного матеріалу, що додається.

Фільтрування здійснюється у разі висхідного потоку оброблювальної води. Фільтроцикл припиняється, коли починається «проскакування» у

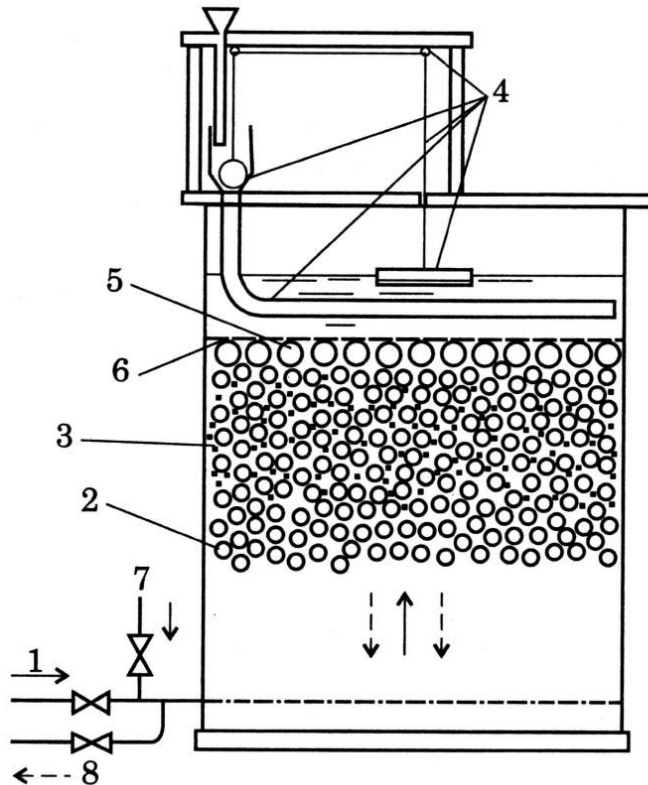


Рисунок 5.6 – Сорбційний фільтр з плаваючим завантаженням:

- 1 – вихідна вода; 2 – шар плаваючого завантаження; 3 – комбінований освітлювально-сорбційний шар; 4 – система подання сорбенту; 5 – підтримуючий шар плаваючого завантаження; 6 – підтримувальна решітка; 7 – додавання реагенту; 8 – відведення промивної води

фільтруванням тощо. Цей процес отримав назву «вуглювання». За послідовного подавання нових порцій сорбенту в очищувану воду можна очистити її практично до будь-якої концентрації.

Апарати з примусовим перемішуванням здебільшого використовують для очищення води порошкоподібним активованим вугіллям, вартість якого значно менша, ніж гранульованого адсорбенту, крім того, значно збільшується швидкість сорбції. Перемішування може здійснюватися за допомогою механічних, пневматичних або гідравлічних перемішувальних пристроїв. Для

фільтрат контролюваного показника якості води ($C_{ex}/C_{en}=1$). Середня тривалість фільтроциклу зазвичай становить 12–14 годин, після чого здійснюється промивання зворотним струменем чистої води протягом 3–4 хв із інтенсивністю 12–15 л/(с × м²). Плаваюче завантаження під час промивання розширюється (до 40–50 %), зерна адсорбційного матеріалу під дією сили тяжіння рухаються вниз і через систему замикально-регульовальної арматури відводяться з корпусу фільтра в спеціальну ємність.

Процес адсорбції в статичних умовах, тобто коли сорбент не рухається відносно сорбату, істотно інтенсифікується унаслідок інтенсивного перемішування очищеної води з адсорбентом упродовж певного часу і наступного відокремлення сорбенту від води відстоюванням,

механічного перемішування застосовують пропелерні, лопатеві або турбінні мішалки.

Для розрахунку таких адсорбційних установок використовують ізотерму адсорбції, константу адсорбції і певний ступінь очищення, тобто величину адсорбату в очищеній воді.

Якщо в очищеній воді високий вміст дрібнодисперсних завислих часточок, які можуть замулювати сорбенти, а також у разі, якщо рівновага встановлюється повільно, необхідно застосовувати процес із «киплячим» шаром сорбенту. Псевдозріджування шару настає після підвищення швидкості потоку очищуваної води, що проходить знизу вгору, до такої величини, за якої зерна шару починають інтенсивно і хаотично рухатися в його об'ємі, зберігаючи сталу для цієї швидкості висоту. Ці апарати дають змогу використовувати адсорбент із зернами малих розмірів (0,2–1,0 мм), вони мають невеликий гідравлічний опір шару і велику рухливість зерен адсорбенту, що сприяє проведенню безперервного процесу адсорбції та створенню надійної конструкції апаратів великої потужності.

5.5 Регенерація адсорбентів

Вилучення адсорбованої речовини з адсорбенту (десорбція) проводять з метою його регенерації та використання адсорбату.

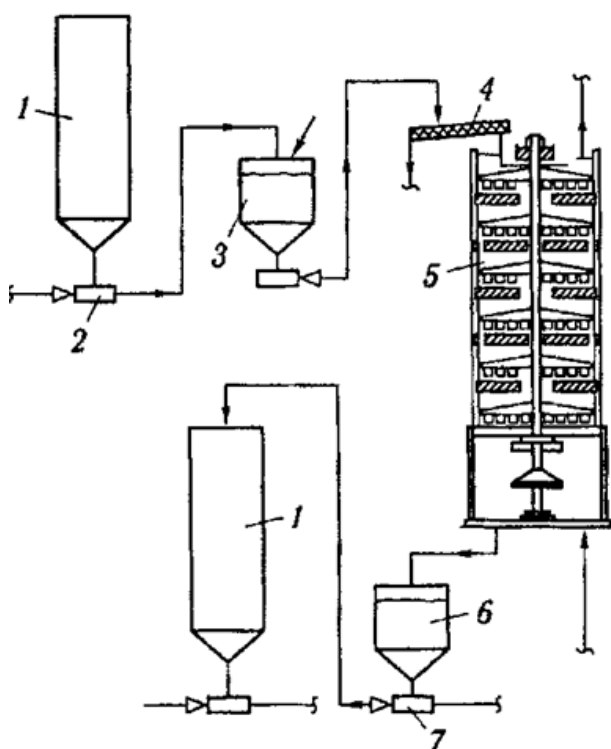


Рисунок 5.7 – Схема установки регенерації гранульованого вугілля

Адсорбенти регенерують тоді, коли процес адсорбції здійснюють у замкненому циклі, тобто за умови багаторазового використання адсорбенту.

Схему установки для регенерування гранульованого вугілля подано на рисунку 5.7.

Активоване вугілля у вигляді водної суспензії з адсорбційної колони (1) спрямовується гідроелеватором (2) у бункер (3), в якому відокремлюється надлишок води за допомогою дренувального пристрою в конусній частині. Зневоднене вологе вугілля подають шнеком (4) у верхню частину шахтної багатоподової печі 5. Вугілля переміщується гребками зверху вниз назустріч димовим газам і нагрівається до $+820-930^{\circ}\text{C}$. Десорбовані речовини і продукти їхнього розкладання поступово окиснюються. Димові гази виділяються через

циклон. Регеноване вугілля надходить у збірник (6) з водою для охолодження і за допомогою гідроелеватора (7) повертається в адсорбер (1). Тривалість процесу відновлення вугілля в апарату (5) становить 30 хв. Втрати активованого вугілля під час регенерації не перевищують 7–10 %.

Дослідження електроімпульсного методу регенерації показало, що ефективним є вплив на вугілля після сорбції органічних речовин високовольтного електричного розряду із напругою 300–500В і частотою імпульсів 25–30 Гц. Вугілля при цьому розміщується в реакторі з дистильованою (водопровідною) водою. Електроімпульсний метод дозволяє не тільки практично повністю регенерувати вугілля, але також (за потреби) суттєво збільшувати обсяг його сорбційного простору.

Крім розглянутих, можна виділити спосіб біологічної регенерації ГАВ. Бактеріальні біоплівки, що фіксуються на ГАВ, повністю або частково мінералізують біорозкладну частину адсорбованих ОВ. Цей процес може розглядатися як стала, але часткова біорегенерація вугілля. Вона не звільняє від необхідності термічної регенерації, проте підвищує корисну ємність адсорбції щодо стійких молекул та продовжує термін служби ГАУ між двома послідовними процедурами термічної регенерації.

Контрольні запитання

1. Дайте визначення поняття «сорбція». Які види сорбції Вам відомі? У чому полягає відмінність адсорбції і абсорбції?
2. Що таке сорбент і сорбтив? Опишіть механізм фізичної сорбції у водному середовищі.
3. Які сорбенти найчастіше використовують у процесах підготовки і очищення води?
4. Які на Вашу думку характеристики сорбентів є найважливішими?
5. Що показують ізотерми сорбції? Наведіть відомі Вам форми цих ізотерм і дайте їхню коротку характеристику.
6. Сформулюйте основні положення теорій Ленгмюра, Фрейндліха і БЕТ.
7. У чому полягають недоліки і переваги використання порошкоподібного активованого вугілля у водопідготовці?
8. Поясніть принцип і механізм дії статичної і динамічної сорбції.
9. Наведіть приклад конструкції фільтра із завантаженням ГАВ.
10. У чому полягає принцип розрахунку сорбційного фільтра?
11. Яким чином відбувається регенерація сорбентів?

Тема 6 Вдосконалення біологічних методів очищення вод

Використання керованих біоценозів у системах очищення природних вод базується на поглинанні та мінералізації гідробіонтами завислих речовин, на яких зазвичай сорбуються техногенні забруднення.

Хімічні та біологічні процеси взаємодії біоценозів водотоків з інгредієнтами природного та техногенного походження, що забруднюють воду, характеризуються:

- мінералізацією органічних речовин гетеротрофними гідробіонтами за рахунок діяльності аеробних бактерій та найпростіших;
- біоседиментацією, заснованою на біокоагуляції прісноводних та двостулкових фільтратів молюскового типу;
- біологічною детоксикацією, заснованою на використанні токсикантів як джерела їжі та доміаторів кисню;
- фотосинтетичною аерацією – здатністю нитчастих (епіфітних) водоростей продукувати кисень (до 3–5 гО₂/м² на добу).

До методів біологічної очистки та очищення природних вод, що містять антропогенні домішки належать:

- очищення води (відстоювання, відстоювання з примусовою аерацією або озонуванням) у наливних штучних водоймах та каскаді природних озер та проточних водойм;
- очищення води в каналах і водоймах із водних рослин, що висаджуються у них (тростин, рогоз, ірис тощо), включно з наплавними біоплато (рис. 6.1);
- очищення води в біореакторах із носіями прикріплених мікроорганізмів, що розміщуються у водозабірних вузлах та вхідних спорудах очисних станцій.

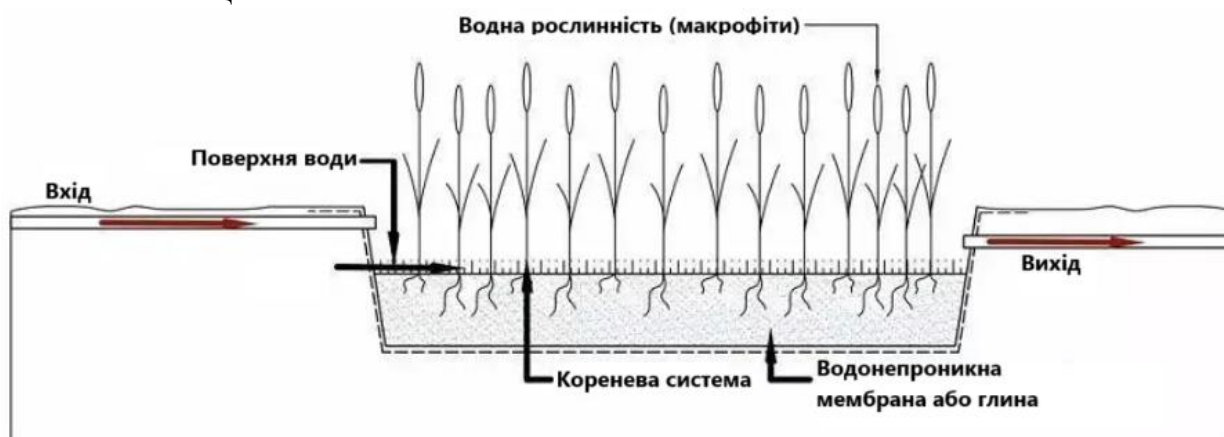


Рисунок 6.1 – Схема біоплато

Третій, найбільш індустріальний метод, реалізується на відносно простих за конструкцією біореакторах (біофільтрах) з волокнистою або гранульованою насадкою.

У нашій країні і за кордоном виробляється досить багато полімерних ниток і тканин, придатних як носії для прикріплених мікроорганізмів. До них належать поліетилен, капрон, лавсан тощо. Волокна, виготовлені з поліетилену та поліпропілену, мають високу міцність і стійкість до дії мікроорганізмів, вони нерозчинні у воді, спирті, мінеральних кислотах (сірчаній, соляній тощо) та лугах. Капрон також нерозчинний у воді, має стійкість до дії мікроорганізмів,

не токсичний, нестійкий щодо низки мінеральних кислот (сірчаної, соляної, азотної), при цьому стійкий до лугів.

У разі використання води з поверхневих джерел розміщення біореактора можливе безпосередньо в оголовку руслового водозабору або в приймальному відділенні НС-1 (рис. 6.2). При цьому необхідно враховувати реальні досить високі вхідні швидкості потоку води у водозабірний елемент. Конструкція біореактора розраховується так, щоб не відбувалося руйнування (відрив) елементів живлення біоценозу. У разі інтенсивності $15\text{--}20 \text{ л/с} \times \text{м}^2$ і тривалості промивання водою понад 3–6 хвилин з поверхні завантаження видаляються накопичені продукти метаболізму і завислі речовини, а біоценоз обростання руйнується лише частково і досить швидко відновлює свою колишню активність.

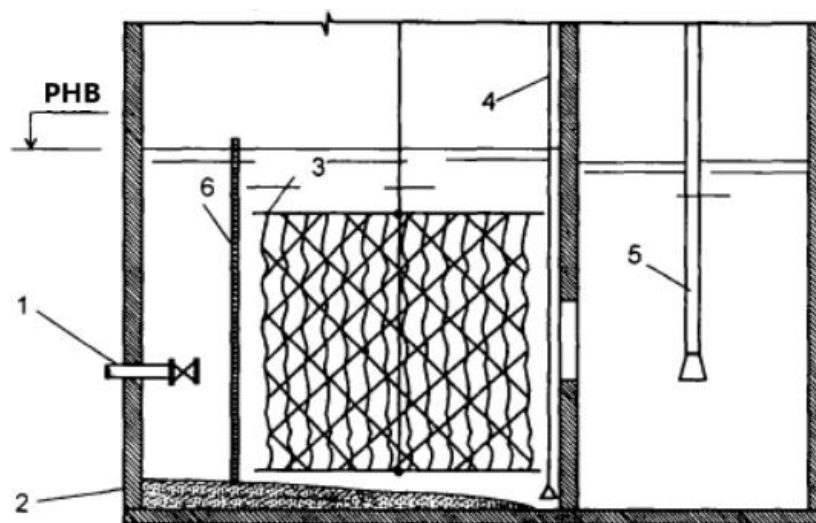


Рисунок 6.2 – Біореактор у водозабірному колодязі:

- 1 – самопливна лінія; 2 – стінка колодязя; 3 – каркас із завантаженням,
- 4 – гідроелеватор; 5 – всмоктувальний трубопровід НС1;
- 6 – перфорована переділка

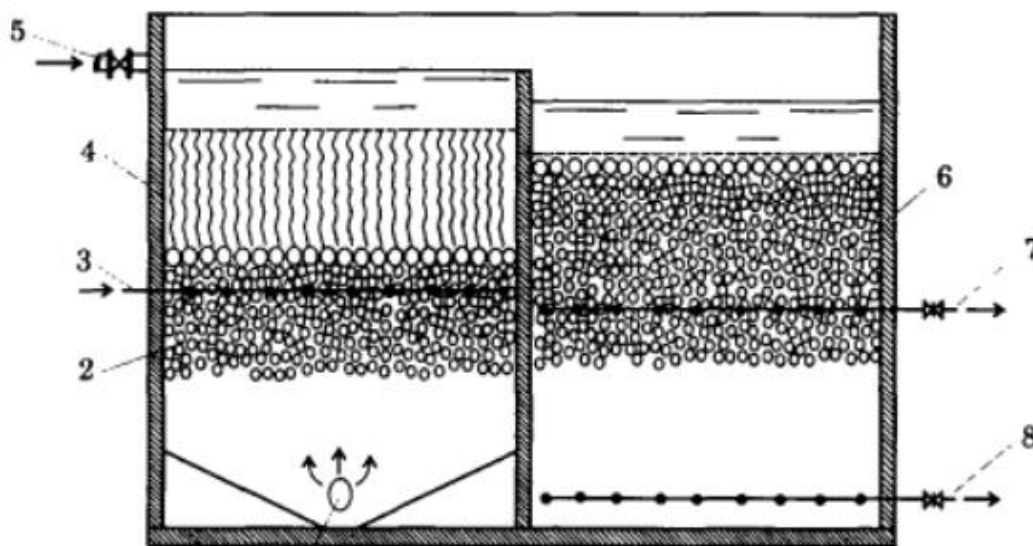
Вихідна вода трубопроводом (1) подається в приймальне відділення колодязя. Завантаження з волокон кріпиться на каркасі (3) і розташовується між засувкою та вхідним отвором у всмоктувальне відділення. Для запобігання влученню пластивців біоценозу, що відірвалися, у всмоктувальне відділення, перед вхідним отвором, у всмоктувальному відділенні додатково можуть влаштовуватися фільтрувальні касети, заповнені великими гранулами пінополістиролу. Видалення осаду періодично проводиться за допомогою гідроелеватора (4).

Така конструкція біореактора не вимагає значних капітальних витрат, бо більшість із перерахованих елементів (гідроелеватор, таль, лебідка тощо) є на більшості водозаборів. Невеликі додаткові витрати пов'язані лише з придбанням завантаження та його монтажем. Кріплення завантаження здійснюється зверху та знизу до армованої сітки з розміром

комірки 0,1 м × 0,1 м. Вилучення завантаження передбачається за допомогою ручної лебідки у павільйоні на поверхні водоприймального колодязя.

Осад, що накопився на дні водоприймального колодязя, видаляється гідроелеватором. Промивання завантаження здійснюється подачею води напірним трубопроводом безпосередньо у водоприймальний колодязь або після вилучення завантаження на поверхню в спеціальній ємності з напірного шланга. У разі сильного замулення завантаження, для запобігання розвитку патогенної мікрофлори передбачається промивання водою, що містить знезаражувальний агент.

Перспективною є також споруда, що поєднує префільтр (біореактор-ФПВЗ) та фільтр глибокого доочищення ФПЗ-4 (рис. 6.3). Вихідна вода подається трубопроводом (1) і, фільтруючись знизу уверх через завантаження з подрібненого пінопласту, звільняється від грубодисперсних домішок. Верхній утримувальний шар у префільтрі зроблений із синтетичних волокон, що є також елементом наживлення біоценозу обростання. Для підвищення ефективності очищення передбачено додаткову аерацію. Далі вода проходить глибоке доочищення на фільтрі ФПЗ-4. Використання такої конструкції префільтра дозволяє, залежно від якості вихідної води, легко змінювати ступінь наповнення за рахунок здатності плаваючого завантаження стискати волокнистий шар. Це також дозволяє уникнути швидкої кольматації волокнистого шару за високого вмісту завислих речовин у вихідній воді. За необхідності знезараження води та споруд передбачається подача необхідних реагентів.



1
Рисунок 6.3 – Біореактор, поєднаний із ФПЗ:

- 1 – вихідна вода; 2 – плаваюче завантаження; 3 – подача повітря;
- 4 – волокнисте завантаження; 5 – промивна вода; 6 – фільтр ФПЗ-4;
- 7 – фільтрат; 8 – промивна вода

У разі використання на очисних спорудах водопроводу мікрофільтрів або барабанних сіток, біореактор можна розмістити в їхній приймальній камері

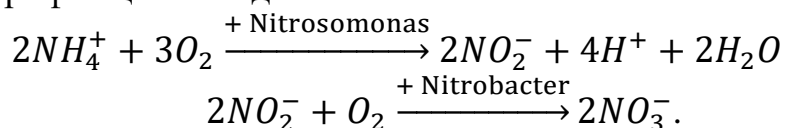
шляхом переобладнання або заміни самого барабана, з використанням як завантаження волокнистого фільтрувального матеріалу. У разі переобладнання барабана можливе кілька варіантів кріплення до каркасу барабана додаткових елементів наживлення, наприклад, волокон. За необхідності більш глибокої очистки води на попередній стадії її обробки можливе застосування мікрофільтра з плаваючим фільтрувальним шаром. Така конструкція помітно зменшує вміст розчинених органічних речовин, грубо і дрібнодисперсних домішок у воді до її обробки води реагентами.

За допомогою біологічних методів можна також ефективно вилучати з природної води сполуки азоту (амоній, нітрити і нітрати) у разі питного і технічного водопостачання.

У природних водах сполуки азоту можуть бути наявні у вигляді органічного азоту, іонів амонію, нітритів і нітратів. Джерелом нітритного та нітратного азоту у вихідній воді найчастіше буває амонійний азот, тому актуальною є проблема видалення його під час очищення води. У підземних водах високий вміст амонійного азоту супроводжується найчастіше наявністю сірководню, агресивного діоксиду вуглецю, марганцю, заліза. У разі рН = 6–8 у питній воді перебуває переважно NH_4^+ . Найбільш токсичними є нітрит-іони, концентрація яких у питній воді не повинна перевищувати 0,5 мг/л, а допустима концентрація нітратів становить 50 мг/л за NO_3 .

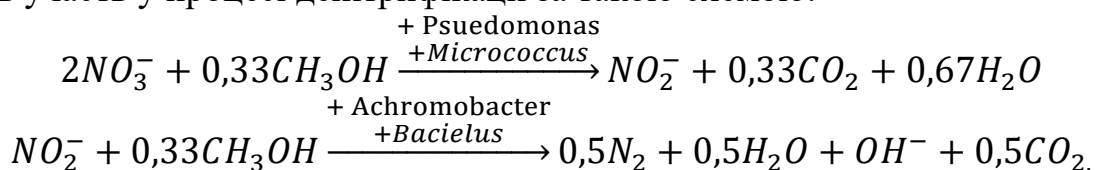
Амонійний азот, який легко засвоюється мікроорганізмами під час біологічного очищення, є одним з найбільш поширених забруднювачів природних вод антропогенного походження. Прийнятним у такому разі є метод біологічної нітрифікації. Суть його полягає в окисненні амонійних сполук бактеріями *Nitrosomonas* та *Nitrosospire* до нітратів. Нітрифікація відбувається ефективно за вмістом розчиненого кисню у воді $\approx 4 \text{ мгO}_2/\text{л}$. Застосування іммобілізованих мікроорганізмів (закріплених на поверхні носія) збільшує швидкість реакції на порядок.

Схема нітрифікації виглядає так:



Серед факторів, що впливають на швидкість біохімічних реакцій нітрифікації, основними є концентрація аміачного азоту у вихідній воді, температура та вміст розчиненого кисню.

Нітрати, що утворюються в результаті нітрифікації в анаеробних умовах, беруть участь у процесі денітрифікації за такою схемою:



У технології обробки питної води вміст амонію переважно виражається в іонах NH_4^+ , тому згідно з наведеними реакціями необхідно 3,6 г кисню на 1 г іона NH_4^+ і у цьому разі відбувається певне підкислення води (вивільнення іонів H^+).

Нітрифікувальні бактерії, які є автотрофами і аеробами, потребують тільки подачі кисню (аерації) і невеликих кількостей фосфору ($0,1 - 0,2 \text{ г/м}^3$ в PO_4^{3-}) для синтезу їхніх ДНК і АТФ.

Якщо концентрація у природній воді NH_4^+ є невеликою, то нітрифікація у виробництві питної води здійснюється переважно на фільтрах із гранульованими матеріалами, сприятливими для закріплення на них бактерій. У разі недостатнього вмісту кисню в оброблювальній воді може бути забезпечена примусова аерація каскадом або поруватими дифузорами. Крім того, додатково необхідно забезпечити:

- достатню кількість кисню;
- додавання (або наявність) фосфору для посилення росту бактерій;
- достатню концентрацію гідрокарбонатів, тому, що бактерії є автотрофними і отримують з них необхідний для свого розвитку вуглець;
- достатній рівень рН ($\geq 7,5$);
- достатньо високу температуру (не менше $+8 \text{ }^\circ\text{C}$);
- нестачу залишкових концентрацій дезінфікуючих речовин.

Крім того, необхідно передбачити час природного насичення фільтрувального завантаження бактеріями протягом 1–3 місяців, щоб процес досяг максимальної ефективності.

У разі значних концентрацій іона амонію у природних водах і невеликого вмісту кисню, можна застосовувати протиточний реактор, який аерується (вода – зверху вниз, повітря – знизу уверх). Прикладом такої схеми є станція в м. Лувесьєнн (Франція) продуктивністю $120\ 000 \text{ м}^3/\text{добу}$ (рис. 6.4). Реактор працює зі швидкістю 10–15 м/год. Матеріал завантаження – гранули розміром $\approx 1,1 \text{ мм}$ з високою питомою поверхнею (спінені сланці, пуцолан, полістирол тощо), висота шару завантаження – 2 м.

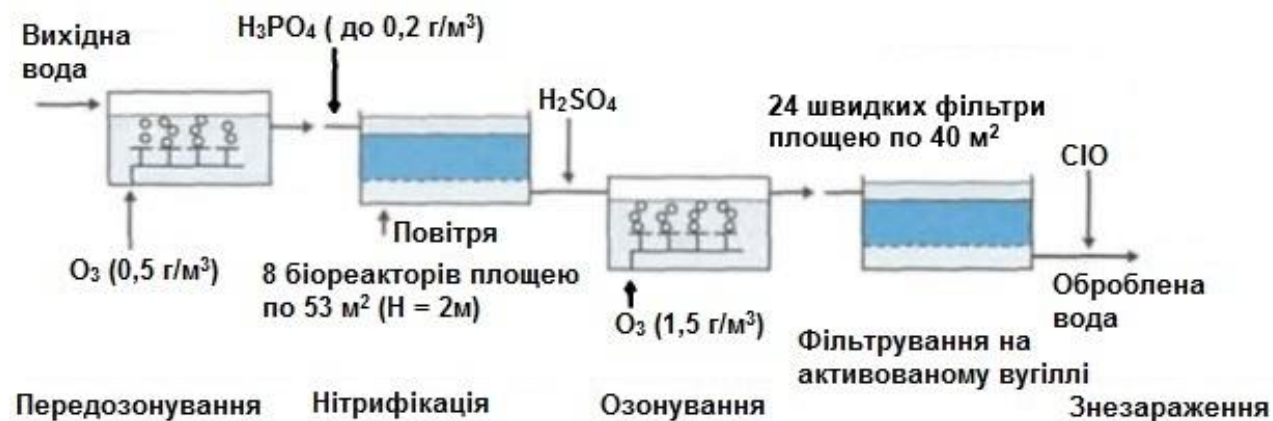


Рисунок 6.4 – Схема станції підготовки питної води біологічним методом

Для підвищення бар'єрної ефективності очисних споруд та попереднього видалення з води специфічних забруднень, розроблено новий біотехнологічний метод очищення природних та стічних вод від забруднень природного та антропогенного характеру – біосорбція. Принцип роботи біосорбера полягає у поєднанні у просторі та в часі процесів сорбції забруднень з їхнім біологічним окисленням.

Механізм цього процесу протікає через стадії: адсорбція забруднень з води у мікропоруватій структурі сорбенту, біохімічна модифікація адсорбованих важкоокислюваних речовин у біорозкладну форму екзоферментами, іммобілізованими в тій же структурі, десорбцію біорозкладних модифікованих продуктів на поверхню частинок сорбенту, біологічне окислення біорозкладних продуктів мікроорганізмами біоплівки на поверхні частинок сорбенту. Цей процес забезпечує постійну біологічну регенерацію сорбенту та виключає необхідність його періодичної термічної регенерації чи заміни.

Найбільш перспективно застосовувати біосорбери на стадії передочищення у разі подальшої обробки води за традиційною схемою. Використання біосорберів на початковій стадії очищення дозволяє зменшити рівень природних забруднень та видалити такі специфічні забруднення, як нафтопродукти, СПАР, хлорорганічні та фосфорорганічні сполуки. Одним з обмежувальних параметрів застосування біосорберів для очищення природних вод є каламутність води, що обробляється (50–100 мг/л).

Конструктивно біосорбер (рис. 6.5) – це вертикальна колона, забезпечена водозбірною та водорозподільними системами. Водорозподільна система біосорбера з'єднана з аераційною колоною. Залежно від місцевих умов, біосорбер може працювати як однопровідна споруда або може бути забезпечений циркуляційним контуром із насосом.

Вода, що очищається, надходить в аераційну колону (2), де відбувається її насичення киснем повітря, потім потік рідини надходить у нижню водорозподільну систему біосорбера (1), рівномірно розподіляється по площі споруди і піднімається вгору зі швидкістю, що забезпечує псевдоскраплення завантажувального матеріалу. Це створює оптимальні умови для інтенсивного перебігу процесів розвитку іммобілізованих мікроорганізмів та біологічного окиснення органічних

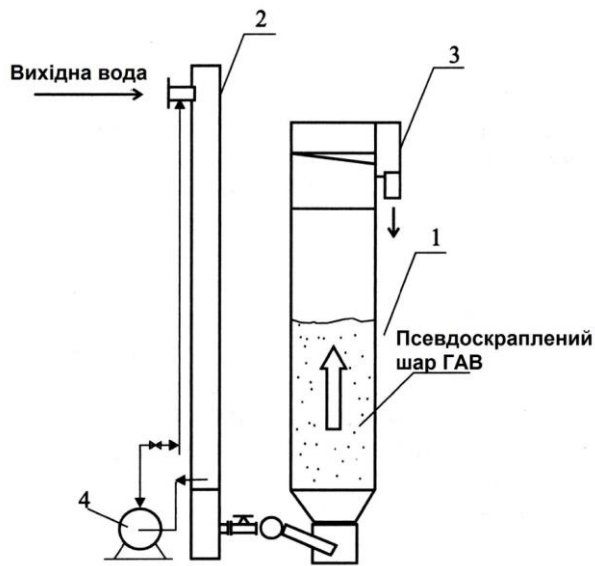


Рисунок 6.5 – Біосорбер:
1 – біосорбер; 2 – аераційна камера;
3 – відведення очищеної води

забруднень. Розвинена поверхня гранульованого активованого вугілля сприяє збільшенню біомаси мікроорганізмів у споруді, що, зі свого боку, забезпечує високу продуктивність апарату та стабільність роботи. Час обробки води на біосорберах становить 15–25 хвилин.

Пройшовши крізь завислий шар, потік рідини досягає водозбірного пристрою, збирається з поверхні споруди і відводиться (залежно від місцевих умов) до циркуляційного насоса або наступні стадії очищення.

Найбільш перспективним є застосування біосорберів великої висоти, що дозволяє відмовитися від необхідності використання циркуляційних насосів. Основу технологічного розрахунку біосорбера становить визначення необхідної кількості активованого вугілля на базі експериментально визначеної питомої швидкості окислення за заданими показниками, що лімітують (окислюваність, азот амонійний або інші компоненти) залежно від вимог, що висуваються до якості очищеної води. З урахуванням цих даних визначаються основні конструктивні параметри споруди (обсяг, висота, площа).

Застосування біосорберів дозволяє:

- отримати гарантовану якість очищення як від традиційних забруднень (окислюваність, кольоровість тощо), так і специфічних (нафтопродукти, хлорорганічні та фосфорорганічні речовини, зокрема залізо, марганець);
- убезпечити очисні споруди та споживача у моменти залпових надходжень різних видів токсичних та канцерогенних речовин;
- знизити навантаження на спорудження водопідготовки у паводковий період;
- зменшити витрати реагентів, що використовуються на наступних стадіях обробки;
- зменшити витрату хлоровмісного реагенту, що використовується на стадії знезараження.

Контрольні запитання

1. Що таке біоплато і як воно використовується в процесах очищення вод?
2. Дайте приклад пристрою біологічного очищення води із закріпленими культурами.
3. Опишіть принцип дії біореактора, поєднаного з ФПЗ.
4. Наведіть біохімічний механізм дії нітрифікації – денітрифікації під час оброблення природних вод.
5. Дайте приклад технологічної схеми підготовки води біологічним методом.
6. Що таке біосорбери? Наведіть принципову схему і опишіть принцип дії.

Тема 7 Очищення вод від іонів важких металів, токсичних сполук, радіонуклідів

7.1 Видалення з води миш'яку, свинцю, міді, цинку і синтетичних мийних засобів

Вміст ц питній воді миш'яку, цинку, міді та інших токсичних речовин є суворо нормованим. Державний норматив на питну воду передбачає граничний вміст вказаних речовин у межах: миш'як (As) – 0,01 мг/л, мідь (Cu) – 1 мг/л, цинк (Zn) – 1 мг/л, нікель (Ni) – 0,02 мг/л, ртуть (Hg) – 0,000 5 мг/л, свинець (Pb) – 0,01 мг/л, СПАР – 0,5 мг/л.

Вказані компоненти у природних водах зазвичай мають антропогенне походження. І взагалі важкі метали є досить різноманітними і ступінь їхнього видалення на різних стадіях технологічної лінії змінюється від елемента до елемента.

Під час оброблення води хлоридом або сульфатом заліза (III) з піддуговуванням та аерацією миш'як видаляється з води окисленням As (III) до As (IV), наприклад, хлором і співосадженням із гідроксидом заліза (III) за величини рН < 7. Дослідження показують, що у цьому випадку солі заліза краще солей алюмінію. Необхідна доза залізного коагулянту (FeCl₃) залежно від початкового вмісту у воді сполук миш'яку складає 10–100 мг/л. Органічні сполуки миш'яку при цьому видаляються складніше. Технологічна схема очистки повинна містити відстоювання, і фільтрування на піщаному або двошаровому швидкому фільтрі з часом контакту не менше 10-ти хвилин.

Суттєвого ефекту можна досягнути, використовуючи в якості фільтрувального завантаження матеріалу GEN (Granular Eisen Hydroxyde) (Німеччина). Цей матеріал – оксигідроксид заліза, здатний адсорбувати значні обсяги As (V) без суттєвої зміни загального вмісту солей у воді. З урахуванням характеристик води і початкової концентрації миш'яку можна розглядати різні технологічні лінії, що показані на рисунку 7.1.

Велике значення має величина рН, тому необхідно підтримувати його значення в межах 6,5–7,5 для максимізації сорбційної ємності між двома перезавантаженнями. Завантаження фільтра за способом GEN не регенерується, а просто замінюється кожні 1–3 роки. Переваги способу GEN полягають у простоті його використання, оскільки попереднє окислення потрібне не завжди, і у випадку прямої адсорбції достатньо забезпечити розпушування завантаження кожні 15 днів і відслідковувати вміст миш'яку в очищеній воді. Збільшення винесення миш'яку відбувається поступово, що робить процес надійним.

Коагуляція солями алюмінію і заліза добре видаляє срібло, хром (III) і олово. Вміст свинцю і ртуті зменшується до 50–90 %. Мідь, цинк, нікель видаляються майже незадовільно. Звичайні доза ПАВ (20 мг/л) незначною мірою впливають на видалення важких металів. Традиційним фільтруванням можна видалити лише метали, які містяться у пластівцях, що вийшли з

відстійників. Оброблення води на ГАВ дозволяє значно зменшити вміст небажаних або токсичних іонів. Срібло і ртуть видаляються повністю, вміст міді і свинцю після обробки не перевищує допустимого рівня. У поєднанні з коагуляцією, відстоюванням, фільтруванням на піску і на ГАВ, хлорування покращує видалення іонів важких металів, особливо коли доза хлору є дещо більшою за дозу, яка відповідає критичній точці. Обробка вапном, навіть часткова, супроводжується помітним зменшенням вмісту більшості важких металів (за виключенням хрому (VI) і органічної ртуті).

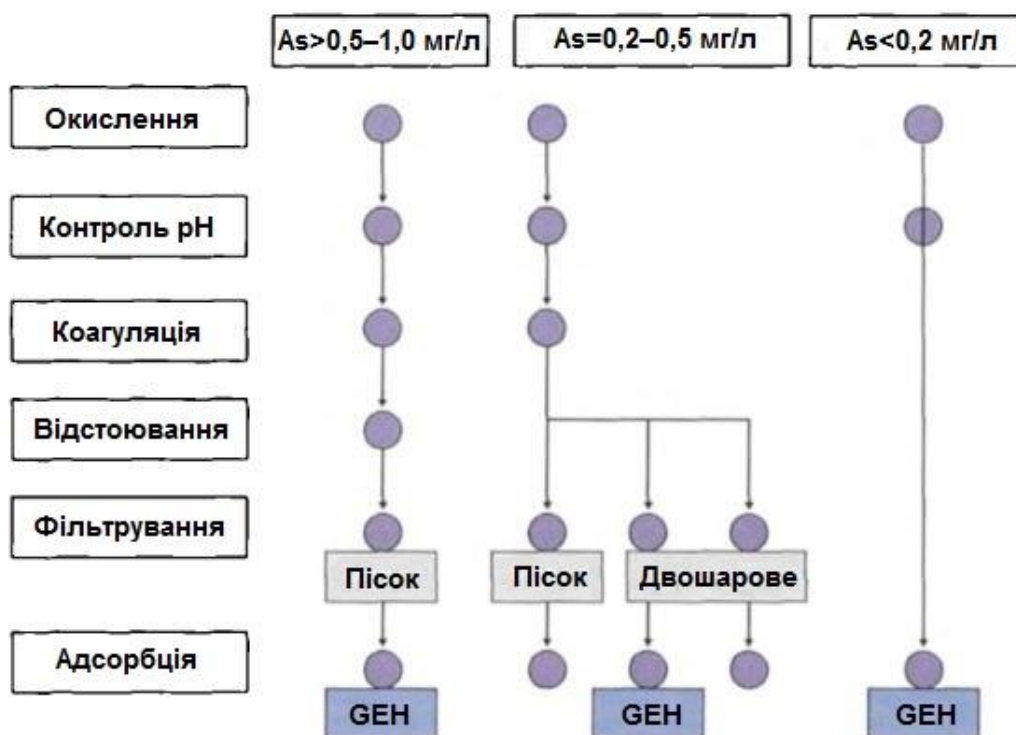


Рисунок 7.1 – Технологічні лінії видалення миш'яку з води

У таблиці 7.1 наведені орієнтовні дані про ефективність основних процесів видалення важких металів із води природних джерел.

Таблиця 7.1 – Ефективність основних процесів видалення важких металів з води

Метал	Повне освітлення	Освітлення + доочищення на ГАВ	Мембрани зворотного осмосу або нанофільтрація
Cr (III)	80–100 %	80–100 %	80–100 %
Cr (VI)	–	80–100 %	80–100 %
Cu	До 50 %	80–100 %	80–100 %
Hg	До 50 %	80–100 %	До 80 %
Ni	–	До 20 %	80–100 %
Pb	До 50 %	80–100 %	80–100 %

Цинк видаляється осадженням у вигляді гідроксиду або карбонату після підлугування карбонатом натрію. Одночасно видаляється і мідь. Її можна видалити також фільтруванням крізь магномасу. Видалення фенолів із води здійснюють фільтруванням крізь активоване вугілля та хлоруванням великими дозами хлору.

Синтетичні мийні засоби (детергенти) потрапляють у поверхневі водойми з міськими та промисловими стічними водами. «М'які» детергенти відносно легко окислюються у водоймах і зберігаються недовго. «Жорсткі» детергенти видаляються зі стічних вод частково під час біологічного очищення. Потрапляючи у воду поверхневих джерел, вони надають їй неприємного запаху та присмаку.

Детергенти можна видалити з води окисненням озоном чи оксидом хлору (IV), сорбцією активованим вугіллям, бентонітом, а також пластівцями гідроксиду алюмінію або заліза (III). Після додавання у воду 100–120 мг/дм³ сульфату алюмінію або хлориду заліза (III) з наступним її відстоюванням і фільтруванням вміст детергентів зменшується від 10 мг/дм³ до 2 мг/дм³. Найкраще очищається вода за рН = 5. Значно глибше вилучаються ці забруднення після додавання порошкоподібного активованого вугілля або фільтрування крізь шар гранульованого активованого вугілля.

7.2 Очищення води від радіонуклідів

Радіоактивні забрудники природних вод бувають природного і штучного походження. Природні радіоактивні речовини потрапляють у воду з мінералами, які містять радіонукліди, та після взаємодії з атмосферним повітрям, в якому знаходяться продукти космічного синтезу (³H, ¹⁰Be, ¹⁴C). При цьому ступінь радіоактивності забруднення води невисокий.

Показники радіаційної безпеки питної води також суворо нормуються і згідно зі стандартом на питну воду складають: об'ємна активність α -випромінювання – до 0,1 Бк/л, β -випромінювання – 1,0 Бк/л.

У зв'язку із розвитком ядерної енергетики та застосуванням радіонуклідів у різних галузях науки, техніки і медицини значно зростає ймовірність радіоактивного забруднення природних вод. Залежно від періоду піврозпаду радіонуклідів тривалість радіоактивного забруднення може становити десятки і сотні років.

Радіонукліди, що забруднюють воду, характеризуються енергією радіоактивного α -, β - і γ -випромінювання і періодом напіврозпаду (проміжок часу, впродовж якого розпадається половина початкової кількості радіонуклідів).

Усі способи дезактивації води поділяють на фізико-хімічні (дистиляція, фільтрування, сорбція, іонний обмін, коагулювання, флотація, осадження, екстрагування), електролітичні (електроліз, електроіонізація, електродіаліз), біологічні та комбіновані, які є поєднанням перелічених способів. Найчастіше застосовують коагуляцію, яка здійснюється на водоочисних спорудах для

прояснення і знебарвлення води. Вона є особливо ефективною тоді, коли радіоактивні забруднення перебувають у колоїднодисперсному стані або абсорбовані на грубодисперсних домішках. Якщо радіоактивні забруднення знаходяться у розчині, то коагуляція є неефективною. Під час коагулювання утворюються поверхнево-активні продукти гідролізу коагулянтів, на яких сорбуються радіонукліди, що вилучаються з води під час відстоювання і фільтрування. Тому дезактивуєчий ефект процесу залежить від властивостей радіоактивних домішок, їхньої кількості, ефективності дії коагулянтів та інших факторів.

Для дезактивації застосовують такі коагулянти, як сульфат алюмінію, сульфат і хлорид заліза (III), фосфати натрію і калію, суміш вапна із силікатом натрію, поліелектроліти. Дуже ефективними коагулянтами, як показав досвід очищення забрудненої води р. Дніпро під час аварії на Чорнобильській АЕС, є основні сульфати і хлориди алюмінію. Застосування останніх дає змогу зменшити радіоактивність води на 96–99,9 %. Обробка вапном дає задовільну ступінь видалення радію і урану.

Сорбція – один із найпоширеніших способів дезактивації води. Як сорбенти використовують природні іонообмінні речовини (глини, клиноптилоліти, гідрослюди, бентоніт та інші природні цеоліти і мінерали); штучні неорганічні сорбенти (на основі важкорозчинних солей титану, цирконію, гетерополікислот, синтетичні цеоліти, силікагель); природні органічні сорбенти (торф, гумусові речовини, целюлоза, активоване вугілля тощо).

За допомогою сорбції радіонуклідів на завислих у воді речовинах або активованому вугіллі з наступним їхнім осадженням вилучають до 99 % церію ^{144}Ce і плутонію ^{239}Pu , урану, кобальту, хрому, йоду, вольфраму. Проте під час аварії на ЧАЕС вилучення радіонуклідів на активованому вугіллі з Дніпровської води виявилось неефективним.

Фільтрування води крізь піщані фільтри для видалення радіонуклідів також проводити недоцільно, оскільки чистий кварцовий пісок має малу сорбційну здатність. Дезактиваційна дія фільтрів здебільшого полягає у видаленні радіонуклідів, сорбованих пластівцями та іншими поверхнево-активними речовинами – глиною, органічними речовинами, мікроорганізмами, які відкладаються у завантаженні фільтрів. Тому на швидких фільтрах досить ефективно вилучаються колоїднодисперсні радіонукліди – ^{91}Y , ^{95}Zn , і ^{95}Nb . Фільтрування на певних спеціальних матеріалах, збагачених оксидами марганцю, також може давати задовільні результати, особливо щодо вмісту радію. Радон видаляється виключно аерацією.

Планктон і мікроорганізми біологічної плівки, які вилучаються на повільних фільтрах, є ефективними поглиначами радіонуклідів, а тому сприяють дезактивації води. Ефект видалення радіоактивних речовин за допомогою фільтрувальних матеріалів становить для кварцового піску

72–89 %, для деревного вугілля – 86 %, активованого глинозему – 94 %, активованого вугілля – 92 %.

Дезактивація води коагулюванням, відстоюванням і фільтруванням забезпечує зниження радіоактивності води на 50–70 %. Багатоступінчасте осадження вапном і содою є ефективним засобом для видалення ^{90}Sn і ^{89}Sr (75–84 %), ^{140}Ba , ^{140}La і ^{115}Cd за великих надлишків реагентів.

Дистиляція – надійний спосіб дезактивації води, коли вона забруднена нелеткими радіонуклідами. За наявності у воді летких радіоактивних речовин їх потрібно напередодні дистиляції осадити або трансформувати у зв'язаний стан. Після дистиляції радіоактивність конденсату зменшується у 4–5 разів. Сильно забруднену воду переганяють двічі. Однак цей спосіб потребує витрат великої кількості енергії, тому його використовують для дезактивації невеликих кількостей води.

Електродіаліз є досить ефективним способом вилучення з води радіоактивних речовин, які містяться у воді в іонній формі.

Оброблення на мембранах дозволяє ефективно видалити майже всі розчинені радіонукліди. Схема видалення радіонуклідів із підземних вод наведена на рисунку 7.2.

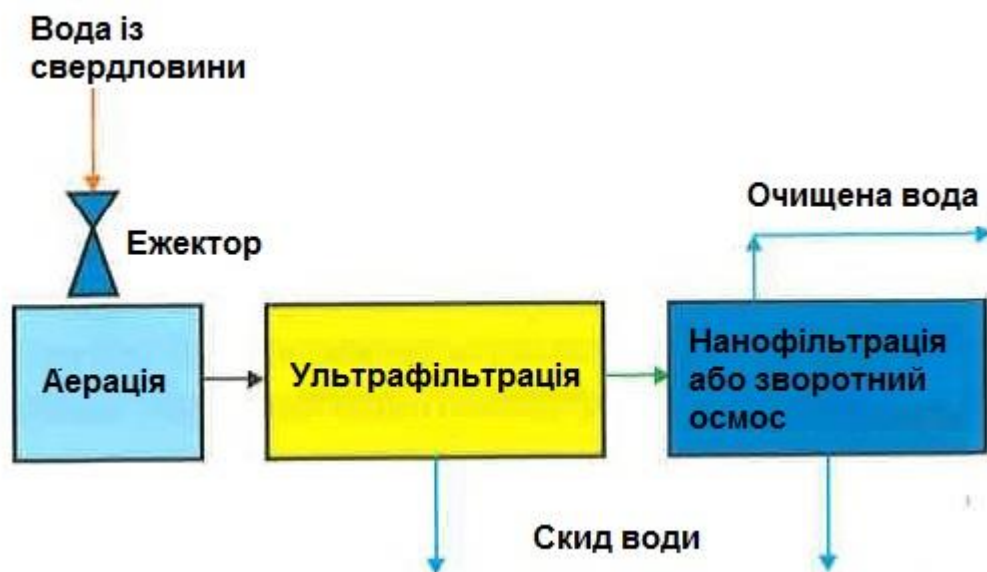


Рисунок 7.2 – Технологічна схема видалення радіонуклідів із води підземного джерела

Мембранні технології разом із традиційними методами дозволяють створити ефективну схему дезактивації води. Сумарний вміст радіонуклідів у вихідній воді спостерігався на рівні 1,4 Бк/л, у фільтраті зворотного осмосу – 0,005 Бк/л, що суттєво нижче допустимого вмісту.

Під час експлуатації установки на блоку ультрафільтрації в проміжку між промиваннями безпосередньо навколо мембрани рівень радіаційної активності дещо збільшувався, але після промивання повертався до вихідного значення.

Установка зворотного осмосу працює на перм'яті ультрафільтрації. У концентраті зворотного осмосу ця величина не перевищує 1-го Бк/л, що дозволяє скидати його в міську каналізацію. Накопичення активності на мембранах не спостерігається. Загалом радіаційний фон у процесі експлуатації установки не досягає значення, небезпечного для обслуговуючого персоналу.

Контрольні запитання

1. Якими методами видаляють із води іони важких металів?
2. У чому полягає сутність способу фільтрування вод, забруднених іонами миш'яку через завантаження ГЕН і схожі з ним за властивостями?
3. У який спосіб можна видалити детергенти з природних вод у разі питного водопостачання?
4. Які методи використовують для вилучення з води радіонуклідів (дезактивації води)?
5. Дайте приклад схеми очищення води від радіонуклідів.

Тема 8 Демінералізація вод

8.1 Класифікація методів опріснення і знесолення води

На теперішньому етапі розвитку людського суспільства виснаження ресурсів взагалі і водних зокрема відбувається надзвичайно стрімкими темпами. Населення понад 70-ти країн світу відчуває нестачу води. Та й в Україні деякі південні області (Одеська, Миколаївська, Херсонська) забезпечені прісною водою не повною мірою. Тому нагальним є пошук нових джерел прісної води.

Опріснення морської води є найпростішим завданням. При цьому можна відібрати частину прісної води, а розсіл (насичений солями розчин) скинути в море, не завдаючи шкоди навколишньому природному середовищу та не порушуючи природну рівновагу солевмісту морських вод, оскільки кількість випаровуваної води з поверхні морів на кілька порядків перевищує кількість опріснюваної води.

Опріснення шахтних, рудникових і промислових стічних вод, що містять велику кількість різних солей – завдання складніше, оскільки для його вирішення треба розробити технології комплексного перероблення. Такі солі потрібно виділяти, розділяти та очищати до товарних продуктів.

Опрісненням та знесоленням називають процес вилучення з води солей залежно від глибини. Якщо солі вилучають до солевмісту, який відповідає вимогам для питної води (до 1 000 мг/л), то цей процес називають опрісненням, а якщо солевміст знесоленої води менший, ніж у питній воді (наближається до вмісту в дистильованій воді), то такий процес називають знесоленням. Оброблену в такий спосіб воду використовують переважно для живлення барабанних і прямоточних парових котлів ТЕЦ і ГРЕС.

Існуючі методи опріснення і знесолення води поділяють на дві групи: зі зміною та без зміни її агрегатного стану. До першої групи методів, їх ще називають термічними, належать дистиляція, нагрівання води до надкритичної температури (350 °С), заморожування та газогідратування. Другу групу становлять мембранні методи – електродіаліз, зворотний осмос, ультрафільтрація, іонний обмін, екстракція, реагентні (осадження солей, електроліз) тощо. У практиці водопідготовки найпоширенішими є дистиляція, іонний обмін, електродіаліз, зворотний осмос та реагентні методи. Існуючі способи опріснення і знесолення показані на рисунку 8.1.

Вибір методу визначається якістю вихідної води, вимогами до якості знесоленої води, продуктивністю установки та техніко-економіко-екологічними міркуваннями. Вартість знесоленої води після іонного обміну значно зростає зі збільшенням вмісту у воді солей. При цьому одночасно зменшується глибина знесолення. Тому іонний обмін застосовують переважно для знесолення води, яка містить солей менше ніж 1 г/дм³, але не більше ніж 3 г/дм³.

Вибір відповідного методу знесолення води зі вмістом солей понад 1 г/дм³ має здійснюватися після економічного порівняння різних методів. Априорі можна стверджувати, що у разі вмісту солей у вихідній воді 1,5–2 г/дм³ можна рекомендувати іонний обмін, 1,5–15 г/дм³ – електродіаліз або зворотний осмос, понад 10 г/дм³ – дистиляцію і заморожування, до 40 г/дм³ – зворотний осмос. Економічно доцільним є комбінування кількох методів, наприклад, зворотний осмос – іонний обмін, електродіаліз – іонний обмін тощо.

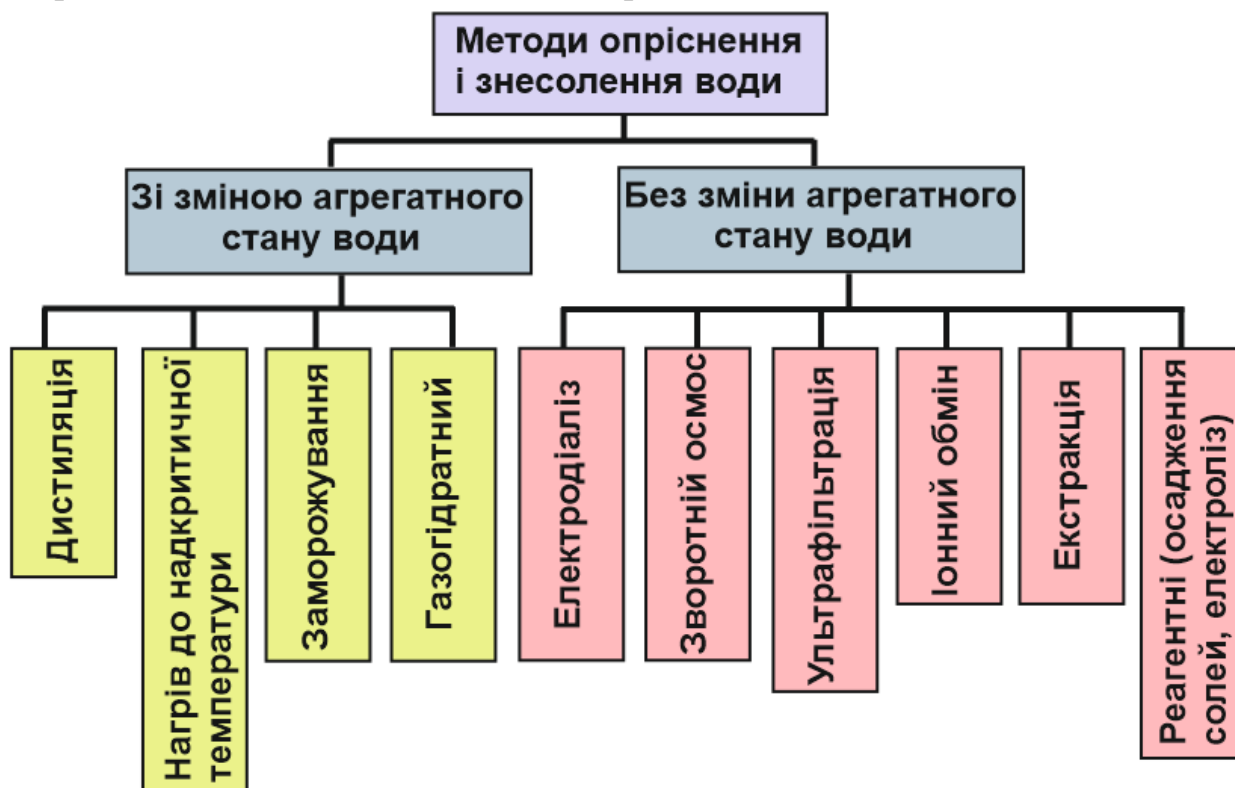


Рисунок 8.1 – Класифікація методів знесолення і опріснення вод

8.2 Дистиляційне опріснення і знесолення води

Дистиляційні методи опріснення солоних вод є основними серед інших методів. Ці методи ґрунтуються на випаровуванні води з наступною конденсацією пари. Для випаровування використовують теплоту після згоряння палива, енергію сонячного випромінювання, теплоту конденсації пари, атомних реакторів та інших енергоносіїв. Принцип методу можна проілюструвати на простому прикладі (рис. 8.2).

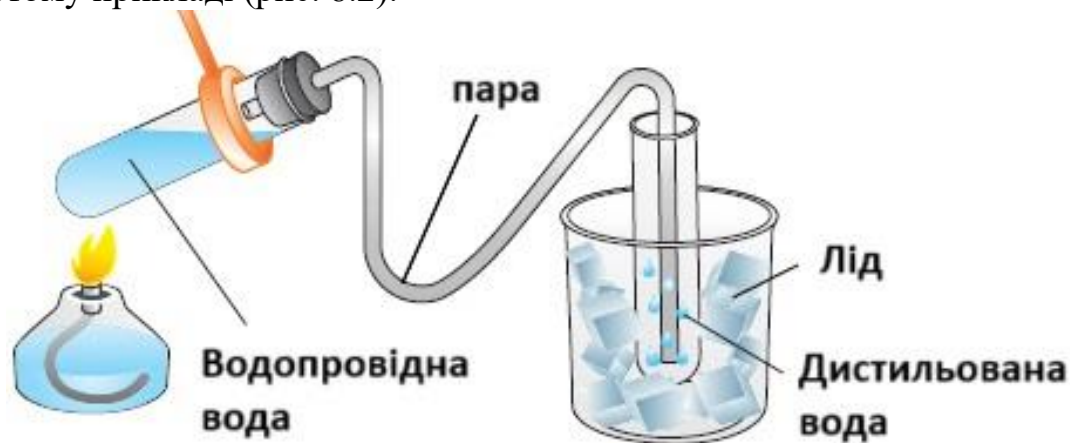


Рисунок 8.2 – Принцип процесу дистиляції води

Отже, для знесолення води її треба спочатку трансформувати на пару, нагрівши до певної температури, а потім отриману пару сконденсувати на прісну воду, застосовуючи охолодження. Для того щоб спрямувати воду у випарні апарати, її попередньо підготовлюють, для чого видаляють завислі тверді частки, проводять пом'якшення і видаляють шкідливі гази, мікроорганізми та інші біологічні забруднення. З цією метою здійснюють прояснення, пом'якшення, а в разі потреби і дегазацію води, застосовуючи відповідні методи.

Воду для випаровування можна нагріти за допомогою будь-якого теплоносія, але для цього переважно застосовують водяну пару, яку зазвичай називають первинною, а утворену під час випаровування води пару – вторинною. Причому вторинну пару можна використовувати не тільки як нагрівну пару на цій установці, а й у різних нагрівниках для нагрівання цієї самої установки. Таку пару називають екстрапарою.

Опріснювачі класифікують за такими ознаками: принципом дії (випарники або випаровувачі, миттєвого закипання, з плівковими апаратами, проміжним теплоносієм, кипінням у псевдозрідженому стані); гідродинамікою режиму (з природною або вимушеною циркуляцією вихідної води; способом використання теплоти вторинної пари з регенерацією і без неї), конструктивним виконанням (вертикальні, горизонтальні, одно- і багатокорпусні, з нагрівними трубками із гладкою поверхнею та облаштуванням ребер з одного або двох боків).

Теплота, яка витрачається на випаровування, може бути використана одно- або багаторазово. У першому випадку дистиляцію здійснюють в одному

апараті – випарній установці, яка називається однокорпусною, а процес випаровування в ній – однокорпусним випаровуванням. Теплота вторинної пари при цьому не використовується, пара відразу конденсується на дистилат. У другому випадку теплота утвореної вторинної пари використовується для нагрівання упареного розсолу в інших випарних апаратах тієї самої установки. У цьому разі випарні установки називають багатокорпусними, а процес випаровування в них – багатокорпусним випаровуванням.

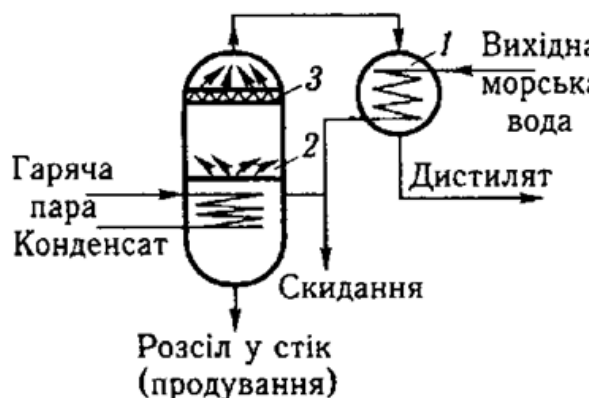


Рисунок 8.3 – Принципова схема однокорпусного випарника

Принцип дії однокорпусного випарника (рис. 8.3) полягає у тому, що вихідна солоня вода подається через конденсатор (1) у випарник (2), де за рахунок теплоти гарячої пари, яка надходить у змішувач, розташований у шарі води, нагрівається і випаровується. Вторинна пара, що утворилася, надходить у конденсатор (1), де охолоджується вихідною водою і конденсується на дистилат, який надходить до споживача. Отриманий дистилат залежно від вимог до знесоленої води може розводитися

вихідною водою для досягнення певного вмісту солей. Теплота конденсації вторинної пари використовується для попереднього нагрівання підживлювальної води випарника. Для запобігання крапельному винесенню розсолу з парою з випарника у верхній його частині встановлено спеціальний сепараційний пристрій (3). В однокорпусних випарниках зазвичай випаровується не більше ніж 50 % тієї води, яка надходить.

Зі збільшенням кількості корпусів випарних апаратів значно зменшується витрата нагрівної пари і теплоти для отримання дистилату. Теоретично підраховано, що для вироблення 1 кг дистилату на двокорпусній установці потрібно витратити близько 0,7 кг нагрівної пари, на трикорпусній – 0,5 кг, на чотирьокорпусній – 0,4 кг, що відповідає кратності випаровування відповідно 1,4, 2,0, 2,5. Проте велика кількість корпусів (за рівнозначних початкових і кінцевих температурних параметрів установки) призводить до зменшення температурного перепаду на кожний корпус. Це, зі свого боку, зумовлює збільшення габаритних розмірів випарника, витрат металу і втрат теплоти у процесі експлуатації. Тому за багатокорпусного випаровування зазвичай використовують не більше ніж 10–12 корпусів для випаровування з температурним перепадом 5–6 °С на кожний апарат.

У практиці водопідготовки застосовують дистиляційні установки із зануреними трубами, багатоступінчасті установки миттєвого (адіабатного) випаровування (прямоточні, циркуляційні одно- і багатоконтурні) та

багатокорпусні установки з вертикально-трубними випарними апаратами, що мають зони кипіння, винесені з зони нагрівання опріснюваної води.

Прикладом впровадження методу багатоступеневої дистиляції миттєвого скипання (рис. 8.4) є комбінований комплекс знесолення у м. Фуджайра (ОАЕ). У номінальних умовах роботи – 450 000 м³/добу питної води (37 % зворотним осмосом і 63 % – багатоступеневою дистиляцією миттєвого скипання).

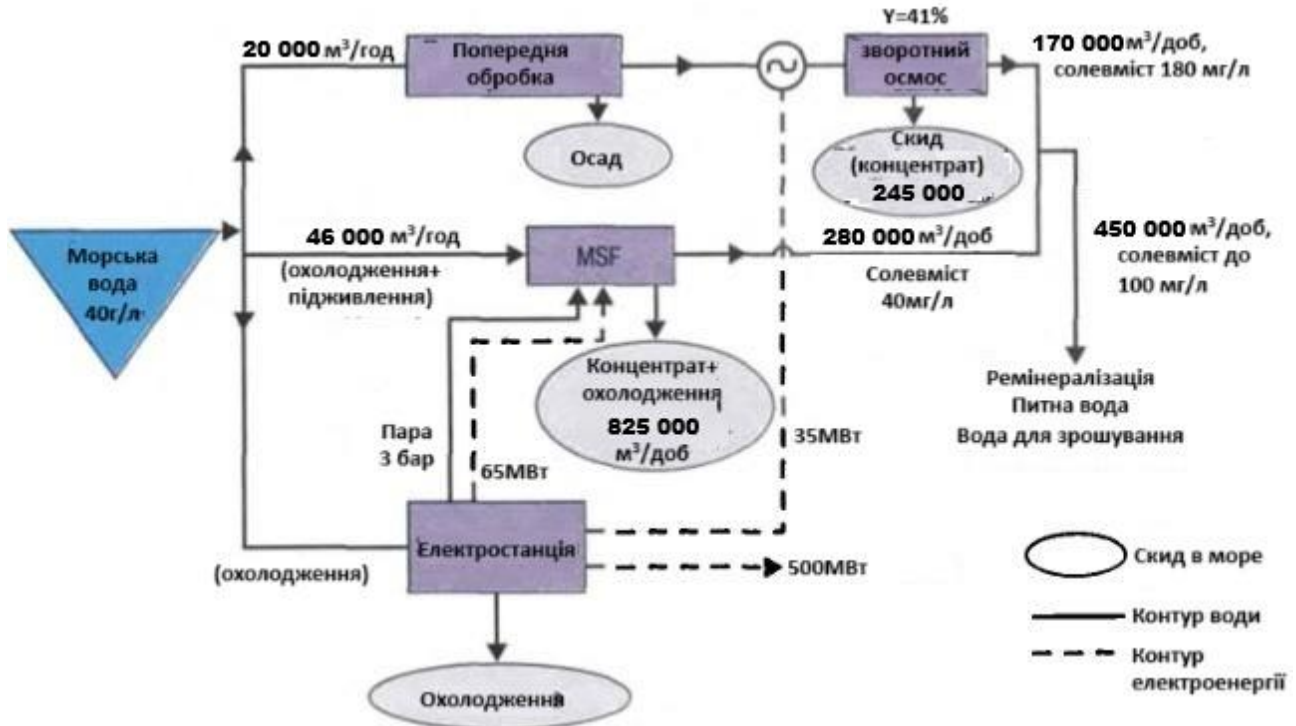


Рисунок 8.4 – Комбінований комплекс знесолення «DOOGAN»

У районах зі спекотним кліматом для опріснення води використовують теплоту сонячних променів – геліодистиляцію. Для цього застосовують установки парникового типу та установки з концентруванням сонячних променів оптичними методами. Установки парникового типу – це місткості зі світлопоглинальним дном, які заповнюють водою. Над ними похило розміщують покриття зі скла або прозорої пластмаси. Пара води, яка охолоджується холодним атмосферним повітрям, конденсується на внутрішній поверхні покриття, і краплі води стікають у периферійні лотки. Залежно від конструкції та використовуваних матеріалів продуктивність геліоопріснювачів досягає 10 дм³/(м² × добу).

8.3 Очищення води виморожуванням і газогідратним способом

Очищення мінералізованих вод від солей, що містяться в них, можна проводити з використанням природного або штучного (із застосуванням холодильних машин) виморожування. Перший спосіб називають природним виморожуванням, а другий – штучним.

Виморожування із застосуванням природного холоду можна використовувати в місцевості з відносно м'якою зимою, де тривалість морозного

періоду невелика і чергуються мінусові нічні та плюсові денні температури, або в північних районах у зимовий період.

Суть способу очищення полягає у тому, що мінералізовану воду подають у бетонні майданчики-лотки, які є неглибокими басейнами з хвилястим дном і розміщені терасами. Мінералізовану воду після попереднього охолодження в резервуарі подають на заморозувальні майданчики. Вночі вода замерзає з утворенням льоду завтовшки 1–2 см. Вдень розсіл, що залишився, видаляють у нижній басейн і використовують для виділення солей кристалізацією, а лід опускається на дно і розтає під час нагрівання. Перші порції талої води, збагачені солями, скидають у стік, після чого їх використовують для повторного виморожування. Наступні порції опрісненої води спрямовують у збірник і використовують повторно в технологічному процесі.

Процес опріснення мінералізованих вод зазвичай проводять циклічно з урахуванням коливання температури зовнішнього повітря впродовж доби. За солевмісту вихідної води до 15 г/дм^3 досягається продуктивність $5\text{--}7 \text{ дм}^3$ опрісненої води з умістом солей $0,5\text{--}1,0 \text{ г/дм}^3$ із 1 м^2 площі поверхні басейну. Знаючи продуктивність установки, можна обчислити геометричні розміри і кількість басейнів. Установка проста в експлуатації і не потребує кваліфікованої праці.

Метод опріснення мінералізованих стічних вод природним виморожуванням придатний для використання у північних районах із тривалим періодом стійких морозів. Суть методу полягає в тому, що в період стійких морозів відбувається пошарове наморожування мінералізованої води у вигляді льодових брил завтовшки 2–3, іноді до 5 м. Наморожувати брили льоду завтовшки понад 5 м не рекомендується внаслідок поганого їх прогрівання. Навесні, коли температура зовнішнього повітря досягає $0 \text{ }^\circ\text{C}$ і вище, лід починає танути. Процес танення льоду відбувається ефективніше, якщо температура в брилах підтримується на рівні $+0,5 \text{ -- } +4 \text{ }^\circ\text{C}$. Тепловий режим у брилах регулюють циркуляцією повітря і відповідним розміщенням теплоізоляційного матеріалу укриттям зовнішньої поверхні очеретяними матами, торфом, тирсою, соломою, укладеними на поліетиленову плівку.

Опріснювальні установки – це сплановані майданчики, огорожені бортами заввишки 50–60 см, або залізобетонні басейни такої самої глибини. Над майданчиком або дном басейну на висоті 20–30 см встановлюють решітку з дерев'яних або залізобетонних балок для підтримування льоду. Подаючи під ґратку тепле повітря, можна підтримувати заданий тепловий режим і забезпечувати стік води і розсолу з льоду. Після наморожування першого шару льоду завтовшки 3–5 см завдяки розбризкуванню води форсунками відбувається наморожування наступних шарів для досягнення певної товщини стосу. Швидкість замерзання води значною мірою залежить від швидкості вітру і температури повітря, оскільки теплообмін випромінюванням і випаровуванням води на цей процес впливає мало.

Після розморожування перші порції талої води, що мають підвищену мінералізацію, видаляють із підґраткового простору. Її можна використовувати для кристалізації солей. Отриману прісну воду повторно використовують у технологічному процесі для промивання, приготування реагентів, охолодження тощо. Період танення брил у теплу пору року триває 5–6 міс. Майданчики для заморожування брил бувають відкритого і закритого типів. Перші характеризуються великими експлуатаційними витратами, оскільки потребують укриття від дії тепла в разі підвищення температури зовнішнього повітря і захисту від атмосферних опадів. Для обладнання закритих майданчиків потрібні більші капітальні витрати. Вихід прісної води за такого способу виморожування залежить від ступеня мінералізації вихідної води і коливається в широких межах (95 % за вмісту солей до 5 г/дм³ і нижче 4 % за мінералізації 90 г/дм³).

Виморожування мінералізованої води у разі безпосереднього контактування її з рідкими гідрофобними холодоагентами (пропан, ізобутан, метиленхлорид, фреони тощо) називають контактним. Виведення з технологічного процесу теплопередавальної стінки дає змогу значно збільшити коефіцієнт теплопередачі та зменшити енергетичні витрати. Перелічені вище гідрофобні холодоагенти киплять за температури і тиску, близьких до атмосферних. Це позбавляє потреби застосування глибокого вакууму і дає змогу спростити конструкцію виморожувальних установок.

У разі зменшення ступеня мінералізації води від 35 г/дм³ до 8–9 г/дм³ і продуктивності установок 1 000 м³/добу і 10 000 м³/добу питома витрата електроенергії становить відповідно 9,4 кВт×год/м³ і 8,3 кВт×год/м³. ККД установок контактного виморожування становить 14–15 %. Експериментально доведено, що завдяки технічному вдосконаленню конструкції установок його можна збільшити до 20–25 % і наблизити до значень ККД для установок термічного опріснення води (25–30 %).

Газогідратне опріснення води є подальшим удосконаленням процесу виморожування. Цей спосіб відрізняється від інших можливістю проведення процесу за температури, близької до температури навколишнього середовища, і мінімальними енергетичними витратами. У 60-х роках ХХ ст. американська фірма «Копперс» розробила процес опріснення води з утворенням кристалогідратів пропану.

Газогідратний процес опріснення мінералізованої води відрізняється великою складністю процесів утворення газогідратів, особливо їхньої сепарації, очищення і розкладання. При цьому намагаються отримувати газогідрати з мінімальною кількістю інтерміцелярних вкраплень солей, а також ефективно провести сепарацію та очищення газогідратів від маточного розсолу пресуванням або центрифугуванням. Великі труднощі виникають також у разі отримання достатньо великих і щільних газогідратів. Тому цей процес поки що використовують у лабораторних і заводських дослідженнях.

8.4 Опріснення і знесолення води зворотним осмосом

Метод зворотного осмосу належить до мембранних методів розділення рідких систем і полягає у фільтруванні під тиском розчинів солей, що знаходяться у молекулярно-розчиненому стані, через напівпроникні мембрани, які пропускають розчинник (воду) і затримують (повністю або частково) молекули (іони) розчинених речовин. Основою цього методу є явище осмосу – мимовільного переходу розчинника через напівпроникну мембрану в розчин. Принципова схема зворотного осмосу показана на рисунку 8.5.

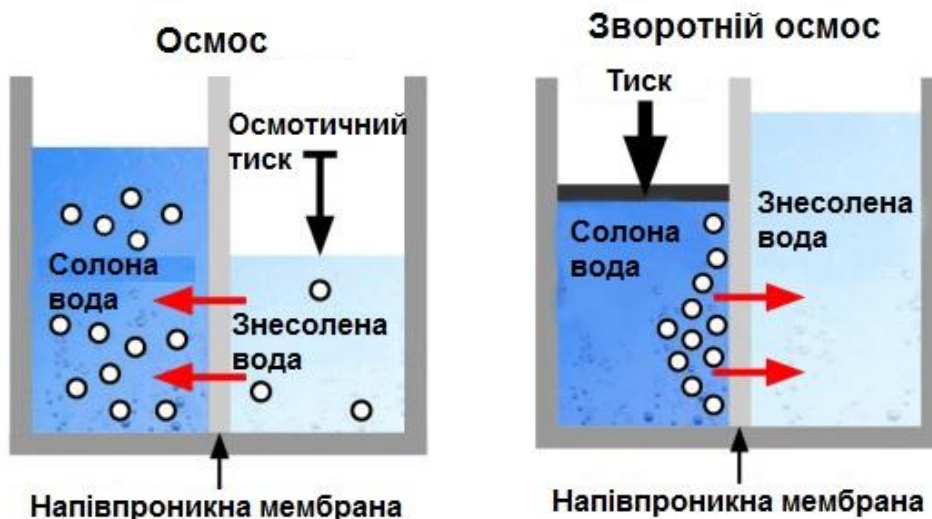


Рисунок 8.5 – Схема зворотного осмосу

Різниця тисків, яка створюється у стані рівноваги, називається осмотичним тиском. Для того, щоб перешкодити цій дифузії, необхідно прикласти до солоної води тиск, рівний осмотичному. Якщо необхідно змінити напрям руху води, то цей тиск повинен бути більше осмотичного. Саме тому вказаний процес і називають зворотним осмосом.

Для розведених розчинів зв'язок між осмотичним тиском π і концентрацією розчину описується законом Вант-Гоффа, Па:

$$\pi = CRT, \quad (8.1)$$

де C – концентрація розчину, моль/м³;

R – універсальна газова стала ідеальних газів, $R = 8,314$ Дж×К/моль;

T – температура розчину, К.

Можна побачити, що за однієї й тієї ж концентрації, величина створюваного осмотичного тиску тим більша, чим менше молекула (молекулярна маса) розчиненої у воді речовини.

Таким чином, для виробництва «чистої» води з солоної необхідно перебільшити осмотичний тиск розчину, який, наприклад, для солонуватих вод складає 5–15 бар, а для морської води – 50–80 бар.

Спрощена схема, що використовує принцип зворотного осмосу показана на рисунку 8.6. Схема містить насос високого тиску для створення напору в системі, робочий мембранний модуль (або кілька модулів), вентиль на лінії скиду для підтримки тиску в системі.

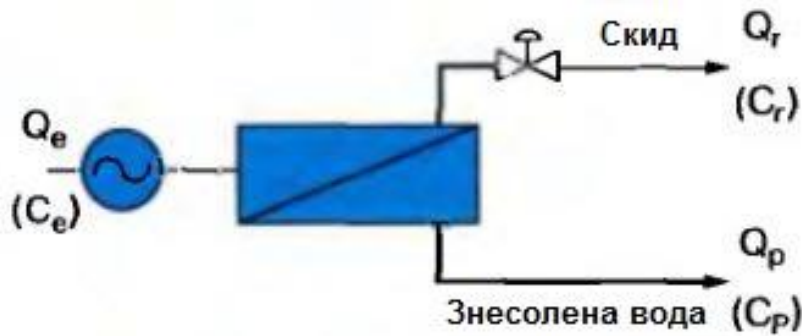


Рисунок 8.6 – Принципова схема зворотноосмотичної установки:
 $Q_e, (C_e); Q_r, (C_r); Q_p, C_p$ – витрати і концентрації у вихідній воді, розсолі і очищеній воді відповідно

Переваги зворотного осмосу перед іншими способами опріснення й знесолення полягають у тому, що він відбувається без енергоємних фазових перетворень води, характеризується мінімальними витратами енергії, витрати якої наближаються до термодинамічного мінімуму. Так, під час опріснення морської води різними способами енергетичні витрати становлять: за зворотного осмосу – $13,3 \text{ мДж/м}^3$, під час заморожування – 27 мДж/м^3 , екстрагування розчинником – 72 мДж/м^3 , електродіалізу – 122 мДж/м^3 , за миттєвого кипіння (дистиляції) – 215 мДж/м^3 (теоретична витрата – $2,7 \text{ мДж/м}^3$). Питомі капіталовкладення для виготовлення зворотно-осмотичних установок невеликі, термін окупності незначний. Вони прості та надійні в експлуатації, легко провести їхню автоматизацію, проте необхідно попередньо очищувати солону воду від завислих частинок.

Вода, що подається на установки зворотного осмосу повинна характеризуватись такими якісними показниками: каламутність – до $0,3 \text{ мг/л}$, перманганатна окислювальність – до $10 \text{ мгO}_2/\text{л}$, залізо – до $0,05 \text{ мг/л}$. Тому для забезпечення потрібної якості води і запобігання зменшення продуктивності установки внаслідок забивання мембран завислими речовинами, колоїдами і солями, що випали в осад в процесі знесолення, необхідно передбачати попереднє очищення природної води.

Можливі варіанти попередньої підготовки води перед зворотнім осмосом:

1. Поверхневі води: хлорування → коагуляція → освітлення → фільтрування на зернистому завантаженні.
2. Вода підвищеної жорсткості: вапняне (вапняно-содове) пом'якшення → фільтрування на зернистому завантаженні.
3. Вода з низькою жорсткістю: фільтрування на піщаному завантаженні → фільтрування на цеолітовому завантаженні.

Зворотний осмос нині широко застосовують у промисловості, сільському господарстві, медицині тощо. Однак найчастіше його застосовують у технології опріснення морських і промислових стічних вод.

Для приготування води, яку використовують у парових котлах, застосовують установки продуктивністю 9 500 м³/добу, а для очищення стічних вод — установки продуктивністю до 400 тис. м³/добу.

До складу зворотноосмотичних установок, крім мембранного апарата входять: насос, обладнання для попереднього і наступного оброблення води, баки розчину і фільтрату, сенсори і прилади автоматичного управління і контролю, механічний фільтр, арматура.

Основним елементом апаратів для зворотного осмосу є напівпроникні мембрани (поруваті і непоруваті), які виготовляють із полімерних плівок, скла, металевої фольги тощо. Напівпроникні мембрани характеризуються роздільною здатністю (селективністю), питомою продуктивністю (проникністю) і повинні мати хімічну стійкість до оброблювального середовища, механічною міцністю і постійністю характеристик протягом експлуатації. Приклад такої мембрани наведено на рисунку 8.7.

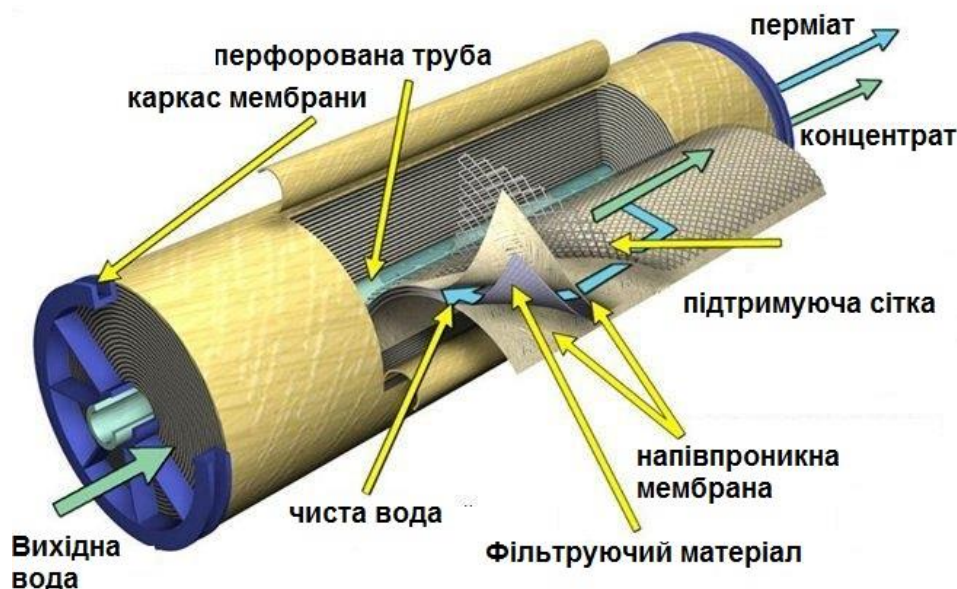


Рисунок 8.7 – Будова зворотноосмотичної мембрани

Конструкції зворотноосмотичних установок вибирають залежно від якості солоної води, конструкції апаратів та вартості електроенергії. Для цього використовують одноступінчасті схеми з використанням частини фільтрату для розведення солоної води та багаступінчасті – з витратою фільтрату першого ступеня як вихідну воду в наступних ступенях. Приклад зворотноосмотичної установки наведено на рисунку 8.8.

Зворотний осмос порівняно з дистиляцією економічно доцільно застосовувати на установках продуктивністю до 100 000 м³/добу, а порівняно з електродіалізом – до 10 000 м³/добу. У деяких випадках ефективним є комбінування зворотного осмосу з іншими процесами. У разі вмісту солей у вихідній воді до 1 г/дм³ установки зворотного осмосу застосовують як попередній ступінь перед іонообмінними фільтрами. За такої технологічної схеми собівартість знесолоної води зменшується на 26 %.



Рисунок 8.8 – Зворотноосмотична установка з двома модулями

Ультрафільтрація – окремий вид зворотного осмосу, суть якого полягає у фільтруванні водних розчинів органічних речовин та колоїднодисперсних систем крізь великопоруваті напівпроникні мембрани у разі тиску 0,1–0,6 МПа.

8.5 Опріснення води електродіалізом

Електродіалізний метод обробки води – це мембранний процес, заснований на явищі перенесення іонів електроліту через селективні іонообмінні мембрани під дією постійного електричного струму. Принципова схема процесу електродіалізу показана на рисунку 8.9.

Обробка проводиться в електродіалізаторах – апаратах, які становлять систему робочих комірок (дильюатних і розсільних камер), кожна з яких містить мембрани протилежної полярності. Комірки розділені лабіринтно-сітчастими переділками-прокладками, які виконують подвійну функцію: спрямовують потік рідини між мембранами і створюють турбулентність потоку, що підвищує ефективність процесу.

Ця система розміщується між двома електродами, які занурені в електроліт. Вони підтримують постійну напругу. На електродах відбувається електрохімічна реакція, яка трансформує електричний струм в іонний: іони водню H^+ відновлюються на катоді до молекулярного водню H_2 і виділяються у вигляді газу, а гідроксид-іони OH^- і хлор-іони Cl^- окислюються на аноді до хлору Cl_2 і кисню O_2 і також виділяються у вигляді газів.

Для здійснення електролізу потрібен лише електричний струм і незначна кількість реагентів (кислоти, луги, фосфати).

Перед електродіалізом необхідне глибоке очищення води від органічних домішок, сполук заліза та інших забруднень. Вилучення зависі можна

здійснювати традиційними технологіями (коагулюванням, відстоюванням, фільтруванням, вапнуванням), але найбільш ефективним буде ультрафільтрація.

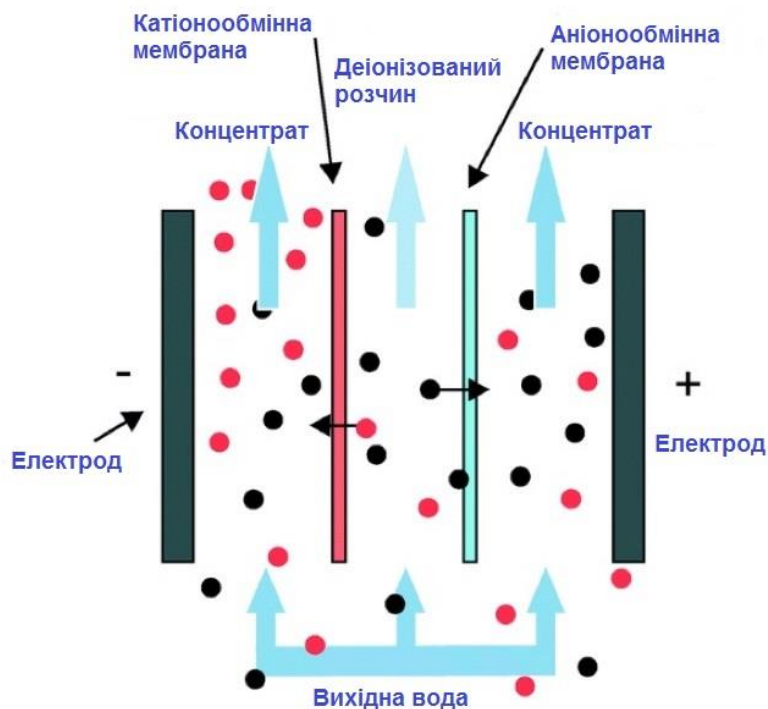


Рисунок 8.9 – Принцип дії електродіалізу під час опріснення

Найчастіше цей метод використовується під час опріснення морської води. Його переваги перед іншими методами очевидні: не потребує фазового перетворення води, діє за низького тиску і температури, характеризується пропорційністю споживаної енергії солоності вихідної води. Особливо це справедливо у разі використання електродіалізу для опріснення солонуватих вод (1,5–3 г/л) і часткового знесолення прісних вод (0,6–1,0 г/л).

Електродіалізний спосіб опріснення застосовують, якщо вміст солей у воді становить від 2,5 г/дм³ до 10,0 г/дм³. При цьому можна отримати прісну воду з вмістом солей менше ніж 500 мг/дм³. Вода, яку подають для опріснення в електродіалізний апарат, має містити завислих речовин не більш як 2 мг/дм³, заліза – до 0,1 мг/дм³, мати забарвленість до 20° та окиснюваність – до 5 мгО₂/м³. Отже, опріснювану воду попередньо потрібно очищати, застосовуючи прояснення, знезалізнення та окиснення.

Розрахунок електродіалізних установок зводиться до визначення кількості ступенів опріснення і кількості паралельно працюючих апаратів, а також площі мембран і їхньої кількості, напруги і сили постійного струму.

8.6 Іонообмінне опріснення і знесолення води

Вода, яка надходить для опріснення чи знесолення іонообмінним способом повинна містити до 2–3 г/дм³ солей, завислих речовин – не більше ніж 8 мг/дм³, мати забарвленість не більш як 30° та окиснюваність

до 7 мг О₂/дм³. Якщо вода не задовольняє цих вимог, то проводять попередню підготовку її до видалення завислих речовин і прояснення (коагулювання, фільтрування крізь активоване вугілля тощо). За окиснюваності понад 7 мг О₂/дм³ у технологічній схемі передбачають попереднє фільтрування крізь активоване вугілля. Сумарний вміст сульфатів і хлоридів не повинен перевищувати 5 мг-екв/л.

Іонообмінний спосіб опріснення і знесолення води ґрунтується на фільтруванні мінералізованої води крізь шар іонітів. Воду послідовно пропускають крізь Н-катионітовий, а потім – ОН⁻, СО₃²⁻ або НСО₃⁻ аніонітовий фільтри. При цьому з води видаляються катіони й аніони, які знаходяться у водному розчині.

Тобто катіони К⁺ розчинних у воді солей заміщуються на іони Н⁺ катионіту, а їхні аніони – на гідроксид-іони аніоніту. Отже, завдяки оборотності реакцій воду знесолити за одну стадію неможливо. Тому за глибокого знесолення води застосовують кілька груп послідовно з'єднаних катионо- та аніонообмінних колон. Під час опріснення води немає потреби повністю видаляти з неї солі. Тому процес опріснення і знесолення води можна проводити за однією із трьох схем (рис. 8.10).

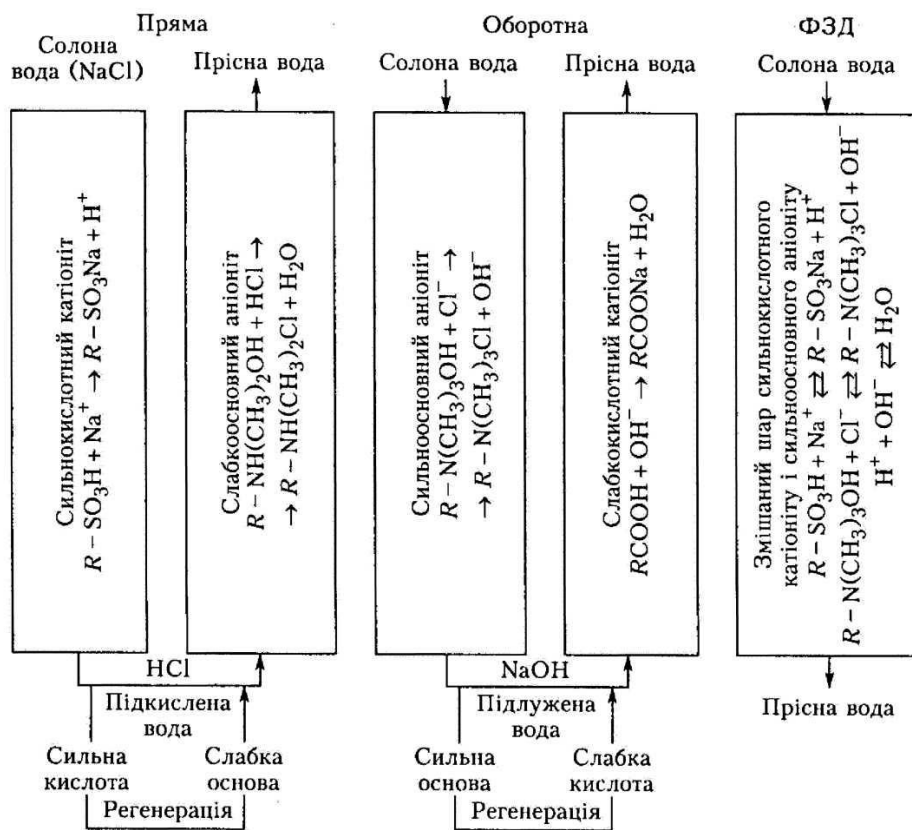


Рисунок 8.10 – Схеми іонообмінного опріснення води

Крім фільтрів, які є основним обладнанням іонітних установок, до їхнього складу входять дегазатори для видалення вільної вуглекислоти, баки для розпушування катионітового і аніонітового завантаження, бак збору води

після дегазатора, насосне і повітродувне обладнання, реагентне господарство для регенерації іонітових фільтрів.

За прямою схемою знесолювану воду спочатку пропускають крізь колону, заповнену сильнокислотним катіонітом, у якій відбуваються реакції обміну. Підкислена вода потім надходить у колону, заповнену слабкоосновним аніонітом. Завдяки застосуванню слабкоосновних аніонітів їх можна регенерувати розчинами слабких лугів (содою чи аміаком) із майже стехіометричною витратою реагентів.

За оборотною схемою роблять навпаки, спочатку пропускають воду крізь сильноосновний аніоніт, а потім – крізь слабкокислотний катіоніт, який регенерується із практично стехіометричною витратою кислоти. Проте цей варіант менш доцільний, оскільки за підвищеного значення рН під час фільтрування води крізь сильноосновний аніоніт на його поверхні утворюється осад карбонату кальцію і гідроксиду магнію. Крім того, лути коштують дорожче, ніж кислоти.

Принцип роботи фільтрів змішаної дії (ФЗД) для опріснення та знесолення води ґрунтується на тому, що в колону одночасно додають змішаний шар сильнокислотного катіоніту та сильноосновного аніоніту, внаслідок чого відбувається одночасне видалення катіонів та аніонів, що знаходяться в розчині опріснюваної води. Фільтри ФЗД для знесолення води застосовують рідко, що пов'язано зі складністю регенерації іонітів. Збільшення виходу прісної води можна досягти зменшенням її витрат на власні технологічні потреби, зокрема на відновлення іонітів після регенерації, та багаторазовою циркуляцією промивної води в іонообмінних колонах. Якість води залежно від схеми знесолення наведена в таблиці 8.1.

Таблиця 8.1 – Якість знесоленої води залежно від обраної схеми

Схема знесолення, склад обладнання	Оброблена вода, мг/л	
	Солевміст	Кремнієва кислота
Одноступенева: Н-катіонітовий фільтр, аніонітовий фільтр із слабкоосновним аніонітом, дегазатор	До 20	–
Двоступенева: Н-катіонітовий фільтр 1-го ступеня, аніонітовий фільтр із слабкоосновним аніонітом 1-го ступеня, Н-катіонітовий фільтр 2-го ступеня, дегазатор, аніонітовий фільтр із сильноосновним аніонітом 2-го ступеня	До 0,5	До 0,1
Триступенева: додатково до 2-ступеневої схеми ФЗД з висококислотного катіоніту і високоосновного аніоніту	До 0,1	До 0,02

Розрахунок іонітових фільтрів полягає у визначенні необхідного об'єму іоніту. Потім призначають висоту шару завантаження. Враховуючи, що в

кожній групі повинно бути не менше двох робочих фільтрів (і один резервний), за площею вибирають конкретну конструкцію фільтра з типових.

Для обслуговування Н-катионітових і аніонітових фільтрів знесолювальних установок передбачають улаштування кислотного і содового господарства. Для аніонітових фільтрів у складі одноступеневої схеми знесолення рекомендується використовувати в якості реагенту кальциновану соду, гідрокарбонат натрію або гідроксид натрію. Для фільтрів двоступеневої схеми допускається використання одного гідроксиду натрію.

До складу лужного господарства входять: бак для розчинення твердого гідроксиду натрію або для приймання розчину в контейнері, цистерна для зберігання концентровано розчину гідроксиду натрію, розчинний бак NaOH, мірник і насосне обладнання.

Основним недоліком установки іонообмінного опріснення є періодичність роботи, низький ступінь вилучення солей із води, значні витрати реагентів та великий солевміст у воді, що скидається.

За малого солевмісту опріснюваної води і великої продуктивності доцільно суміщати іонний обмін з електродіалізом, про що переконає досвід роботи установки продуктивністю 5 000 м³/добу. За цією технологією вода із солевмістом до 3 г/дм³ спочатку пом'якшується слабкокислотним Н-катионітом, а потім – сильнокислотним Na-катионітом. Пом'якшену воду частково опріснюють електродіалізом і подають на іонний обмін, де вона проходить крізь сильнокислотний Н-катионіт та ОН-аніоніт на зразок третинного аміну. Аніонообмінну колону регенерують 1-відсотковим розчином Са(ОН)₂. Відпрацьований сильнокислотний Н-катионіт регенерують сульфатною кислотою. Регенераційний розчин використовують для регенерації слабкоосновного катионіту, що дає змогу повністю використати додану кислоту. Na-катионітовий фільтр регенерують розсолем, отриманим на стадії електродіалізу з додаванням хлориду натрію.

Контрольні запитання

1. У чому полягає актуальність розвитку процесів демінералізації води? У чому відмінність опріснення і знесолення?
2. У чому полягає принцип термічної дистиляції води? Дайте приклад установки термічної дистиляції.
3. У чому сутність газогідратної демінералізації і знесолення виморожуванням?
4. Опишіть принцип дії зворотного осмосу. Що таке осмотичний тиск?
5. Наведіть принципову схему зворотноосмотичної установки у разі демінералізації води.
6. У чому полягає сутність способу знесолення вод електродіалізом?
7. Як реалізують іонообмінні способи знесолення води?

ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 3 СУЧАСНІ НАПРЯМИ ВДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЙ ВОДОПІДГОТОВКИ

Тема 9 Окислювальні методи обробки вод

9.1 Загальні відомості

Під час коагуляційного прояснення і знебарвлення води видаляється не більше ніж 95 % бактерій. Серед решти мікроорганізмів можуть бути патогенні бактерії та віруси. Таку воду вживати для пиття небезпечно, а тому перед подаванням споживачеві її обов'язково знезаражують. Знезараження води, яке застосовують у технології водопідготовки, можна здійснювати із застосуванням окисників (хлору і його сполук, озону), термічним способом, олігодинамією (дією іонів благородних металів, зокрема сріблом) та фізичними способами (за допомогою ультрафіолетового та іонізуючого випромінювання, ультразвуку і фільтрування). Отже, всі способи знезараження води поділяють на реагентні (із застосуванням окисників) та безреагентні (фізичні). Основні методи знезараження води подані на рисунку 9.1.

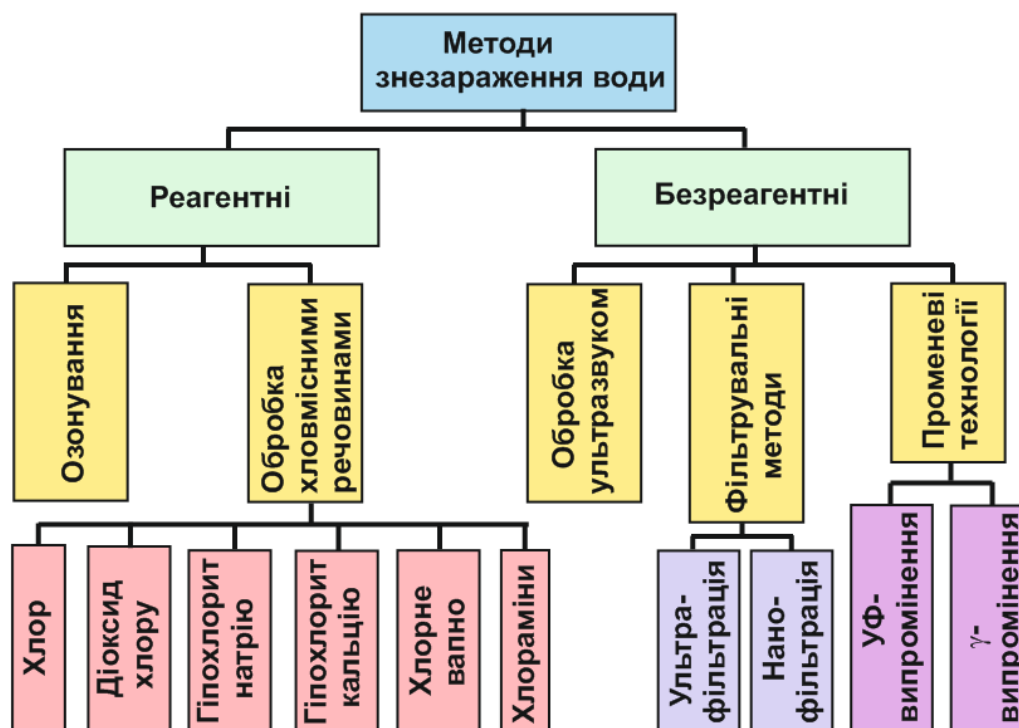


Рисунок 9.1 – Основні методи знезараження вод

Зазвичай знезараження води проводять після коагуляційного прояснення і знебарвлення в шарі завислого осаду, відстоювання і фільтрування. Попереднє видалення переважної кількості грубо- та колоїднодисперсних домішок води сприяє значному зменшенню витрат реагентів на окиснення і забезпечує надійність дезінфекції води, оскільки при цьому видаляється більшість домішок, які могли бути захисним бар'єром для хвороботворних організмів.

Знезараження води в процесі водопідготовки для господарсько-питних цілей виробляють з метою знищення можливих патогенних бактерій та вірусів на кінцевій стадії обробки та покращення санітарного стану споруд на попередньому етапі очищення.

На сьогодні на більшості водопровідних станцій постійний контроль мікробіологічних і вірусологічних показників здійснюють за двома показниками: колі-індекс (кількість кишкових паличок в 1-му л води) і загальне мікробне число (кількість колоній бактерій в 1-му см³ води). Стандартом «Вода питна» ці показники визначені на рівні до 3 л і до 100 см³ відповідно.

Зазвичай як знезаражувальні агенти використовують хлор, або його сполуки: діоксид хлору, гіпохлорити натрію і кальцію, хлорне вапно, хлораміни. Відомо, що недоліками цього простого методу знезараження є знижена інактивуєча здатність щодо спороутворювальних кишкових бактерій і вірусів, а також здатність вступати в реакцію з органічними речовинами і утворювати побічні, токсичні для людини речовини, які мають канцерогенну і мутагенну активність. Небезпека ситуації посилюється тим, що у зв'язку з практично повсюдним антропогенним забрудненням води, як у поверхневих, так і в підземних джерелах водопостачання, достатню дозу хлору під час знезараження доводиться збільшувати, а це, крім утворення токсичних хлорорганічних сполук, погіршує смак і запах води. Необхідно також враховувати той факт, що перевезення на значні відстані та постійне зберігання великих кількостей рідкого хлору є джерелом екологічної небезпеки для прилеглих населених пунктів. Позитивною властивістю хлору є його тривалий бактерицидний вплив на очищену воду у водоводах та розподільчій мережі.

Сучасні традиційні альтернативні методи знезараження – УФ-випромінювання та озонування – відрізняються більш високою ефективністю щодо інактивації спороутворювальних бактерій та ентеровірусів, а також браком побічних хлорорганічних продуктів, але не мають консервувального ефекту хлору.

До нових методів знезараження належать ультра- та нанофільтрація через поліволоконисті мембрани, низько- та високовольтні розряди струмів високої частоти, опромінення прискореними електронами, гамма-опромінення, промені лазера тощо. Але вони наразі не знайшли широкого застосування на міських водопроводах.

У схемах очищення забруднених поверхневих та підземних вод у країнах Європи, США, інших розвинених країн світу поєднуються методи озонування, УФ-опромінення з винятком первинного хлорування та використанням консервувального ефекту знезараження хлором зі зменшеною дозою для очищеної води.

Антимікробна дія знезаражувальних речовин заснована на окислювально-відновлювальних процесах. Таким чином, ефективність хімічного дезінфектанту безпосередньо пов'язана з його окислювальною здатністю, яка, зі свого боку, залежить від температури і величини рН.

Загальною умовою ефективного процесу знезараження є обробка вод задовільної якості. Вміст завислих речовин повинен бути максимально зменшений і бути не більше 1–2 мг/л. Бактерії і віруси зв'язуються з частинками завислих речовин, що послаблює дію дезінфікуючих засобів.

Вміст органічних речовин і загального і розчиненого органічного вуглецю також повинен бути максимально низьким, інакше вода споживатиме більше дезінфектанту, що спричинить передозування реагенту, ускладнить підтримку залишкової кількості його в мережі, призведе до появи бактерій у мережі і спричинить появу шкідливих побічних продуктів.

Важливим показником під час реагентного оброблення вод знезаражувальними речовинами-окислювачами є параметр СТ, мг×хв/л, тобто добуток залишкової концентрації речовини С, мг/л, і необхідного часу контакту, Т, хв:

$$СТ = C \times T. \quad (9.1)$$

Величина СТ змінюється залежно від природи мікроорганізмів, типу дезінфікуючого засобу і температури.

Раціональний вибір методу знезараження питної води повинен проводитися з урахуванням якості води у джерелі водопостачання, схеми та продуктивності станції водопідготовки, стану водоводів та розподільчої мережі.

Вибір способу знезараження води залежить від витрат і якості води, ефективності й надійності процесу, умов постачання та зберігання реагентів, можливості механізації складних робіт, автоматизації процесу та техно-еколого-економічного обґрунтування. Найчастіше знезараження води здійснюють із застосуванням таких окисників, як хлор, озон, гіпохлорит натрію.

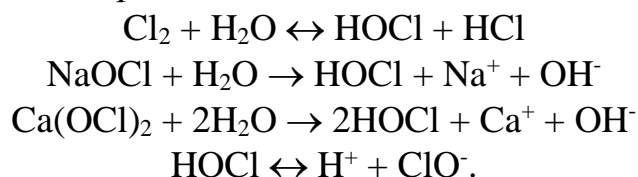
9.2 Обробка хлором та його похідними

У практиці водопідготовки найбільшого поширення набуло хлорування води. Для цього застосовують рідкий хлор та його сполуки, що містять активний хлор (гіпохлорит кальцію, хлорне вапно, діоксид хлору, гіпохлорит натрію). Під дією хлору окислюються речовини, що входять до складу протоплазми клітин бактерій, унаслідок чого бактерії гинуть. Хлор окислює також органічні речовини, залізо, марганець, сполуки, що зумовлюють забарвленість. Хлор використовують для знезараження питної води, води охолоджуючих систем, плавальних басейнів, під час оброблення стічних вод, а також для стримування розвитку різноманітних мікроорганізмів (мідій, дрейсен, водоростей). Також додавання хлору покращує коагуляцію.

Хлор гідролізується за реакцією з утворенням хлорнуватистої кислоти, яка розкладається на соляну і хлорнуватисту кислоти, остання є сильним окисником і приводить до загибелі більшості патогенних бактерій (бацил туберкульозу, дизентерії, черевного тифу, вібріонів холери, вірусів поліомієліту та енцефаліту). Вважають, що бактерицидна реакція хлору та його сполук має фізіологічний характер. Тому бактеріальний ефект пояснюється взаємодією

хлорноватистої кислоти і гіпохлоритного іону з протоплазмою клітин бактерій.

Проте хлор не знищує спороутворювальні бактерії, що є його недоліком. Гідроліз проходить за такими реакціями:



Ефективність знезараження води хлором залежить переважно від початкової дози хлору та тривалості його контакту з водою. Ступінь забрудненості води органічними речовинами характеризується хлоропоглинанням води.

На спорудах водопідготовки хлор для знезараження застосовують у вигляді Cl_2 , хлорреагентів – розчинів гіпохлоритів натрію і кальцію, хлорного вапна, хлорамінів.

Рідкий хлор (Cl_2) – рухлива масляниста рідина жовто-зеленого кольору, містить до 99,5 % активної речовини, має високу реакційну здатність і невисоку собівартість, але водночас є небезпечною речовиною.

Діоксид хлору (ClO_2) – нестабільний газ жовтого кольору з різким запахом, що містить 90–95 % активного хлору, є ефективним дезінфікуючим засобом, має такі переваги перед хлором: більш високий бактерицидний ефект, у продуктах обробки немає хлорорганічних сполук, високий ступінь окислення (до утворення CO_2); немає необхідності перевезення на великі відстані, оскільки виготовлення здійснюють на місці окисненням хлориту натрію хлором або соляною кислотою. Діоксид хлору має більш тривалу в часі бактерицидну дію (9–20 діб) ніж хлор, що не залежить від температури, рН, органічних речовин, включно з гуміновими речовинами, і амонійний азот у воді.

Гіпохлорит натрію NaClO – прозора рідина зеленого кольору (жавелева вода) з величиною рН 11,5–13, що не містить завислих частинок. Надходить у гумованих цистернах і бочках або виробляється безпосередньо на очисній станції. Вміст активного хлору 100–185 г/л. Знайшов застосування на водопровідних станціях будь-якої продуктивності як більш активний відносно вірусів дезінфектант, ніж хлор, малотоксичний (IV клас токсичності), безпечний в експлуатації і більш простий у застосуванні. Він забезпечує більш глибоке знезараження води та полегшує контроль залишкового хлору. Розчин гіпохлориту натрію є досить нестійким. Його концентрація зменшується під час зберігання залежно від температури, освітлення та кількості домішок. Через це необхідно постійно контролювати його концентрацію, щоб уникнути непевності в дозуванні. Тому гіпохлорит натрію часто отримують безпосередньо на станціях очищення мембранним електролізом із розсолу кухонної солі або морської води.

Гіпохлорит кальцію (Ca(ClO)_2) – гранульована тверда речовина, що містить від 30–45% до 54–72% активного хлору. Вміст активного хлору у продукті зменшується під час зберігання на 3–5 % на рік. Дезінфекційна

здатність гіпохлориту кальцію еквівалентна гіпохлориту натрію. Він має ті ж самі експлуатаційні переваги.

Хлорне вапно CaOCl_2 – гранульована тверда речовина, що містить 25–30 % активного хлору, гігроскопічна внаслідок вмісту CaCl_2 і нестійка через реакцію гідролізу та розпаду під впливом світла та атмосферної вуглекислоти. Зберігання допустиме лише у неушкодженій стандартній упаковці, у закритих складських, сухих, затемнених та добре вентиляваних приміщеннях за температури повітря не вище 20°C .

Бактеріологічна активність різних хлорреагентів визначається як показано на рисунку 9.2.

Хлорування поверхневих вод здійснюють за традиційною реагентною двоступеневою схемою водопідготовки. Залежно від мети хлорування всі способи оброблення води хлором або його солями поділяють на дві групи – попереднє хлорування (прехлорування або первинне хлорування) у змішувачах та хлорування на кінцевій стадії (постхлорування або вторинне хлорування) в РЧВ.

Звичайне хлорування, яке застосовують за невеликого забруднення води, в технології підготовки води є завершальним процесом. Нерідко його використовують як самостійний процес, коли вода достатньо чиста, а знезараження здійснюють з профілактичною метою. Дозу хлору визначають під час технологічних досліджень, дотримуючись збереження смакової якості води. Кількість залишкового хлору після 30-хвилинного контактування з водою не повинна перевищувати $0,5 \text{ мг/дм}^3$. Така вимога забезпечується за умови, що доза хлору в процесі хлорування має бути $2\text{--}3 \text{ мг/дм}^3$ для поверхневих вод і $0,7\text{--}1 \text{ мг/дм}^3$ для підземних вод з наступним ретельним перемішуванням.



Рисунок 9.2 – Низка бактеріологічної активності хлорвмісних реагентів

Первинне хлорування застосовують у разі значного забруднення води мікроорганізмами та шкідливими органічними речовинами. Його проводять на початку технологічного процесу підготовки води. Крім того, воно може сприяти кращому перебігу процесів коагуляції, відстоювання, фільтрування, знебарвлення, дезодорації. Зазвичай первинне хлорування здійснюють більшими дозами хлору і воно не потребує дехлорування, оскільки надлишковий хлор видаляється в наступних технологічних процесах водопідготовки. Надлишковий хлор витрачається на окиснення домішок, сорбується на поверхні коагулянту та окислює організми, які розвиваються на

поверхні очисних споруд та завантаженні фільтрів.

Для попередніх розрахунків дозу хлору для знезараження фільтрованої води обирають 2–3 мг/дм³, а для підземних вод – 0,7–1 мг/дм³. Первинне хлорування здійснюється дозами 3–10 мг/л за активним хлором.

Хлорування традиційно здійснюють рідким (газоподібним) хлором. На малих очисних спорудах (до 3 000 м³/добу) можна застосовувати хлорне вапно. Хлор постачають у балонах місткістю 25–100 кг рідкого хлору. На великих очисних спорудах продуктивністю 100 тис. м³/добу і більше хлор постачають у спеціальних залізних цистернах місткістю до 48–56 т рідкого хлору. Останній зберігають у тенках (посудинах для зберігання) місткістю 35–40 м³·кг рідкого хлору.

Розрахунок хлорного господарства проводять на середньогодинну витрату води у добу максимального водоспоживання. Для дозування хлору, окису сірки (дехлорування) і аміаку (амонізація) у воду використовують хлоратори, переважно вакуумного типу ЛОНІІ-100, ЛК-10, АХВ-1000. Процес дозування хлору здійснюється автоматично. Принципову схему хлоратора АХВ-1000 наведено на рисунку 9.3.

Хлорне господарство влаштовують в окремому приміщенні, де розміщують витратний склад хлору, випарник і дозаторну хлору. Трубопроводи для подавання хлорної води виготовляють з гуми, поліетилену високої щільності, полівінілхлориду тощо. У процесі використання хлору треба дотримуватися певних заходів безпеки, особливо під час його транспортування і зберігання. Це є одним з недоліків цього способу знезараження води.

Розчин діоксиду хлору отримують в реакторах шляхом змішування хлориту натрію з соляною кислотою (варіантами є отримання діоксиду хлору змішуванням хлориту натрію з газоподібним хлором або хлорату натрію з сірчаною кислотою і перекисом водню). Вузол отримання та дозування діоксиду хлору з хлоритом натрію і соляною кислотою наведено на рисунку 9.4.

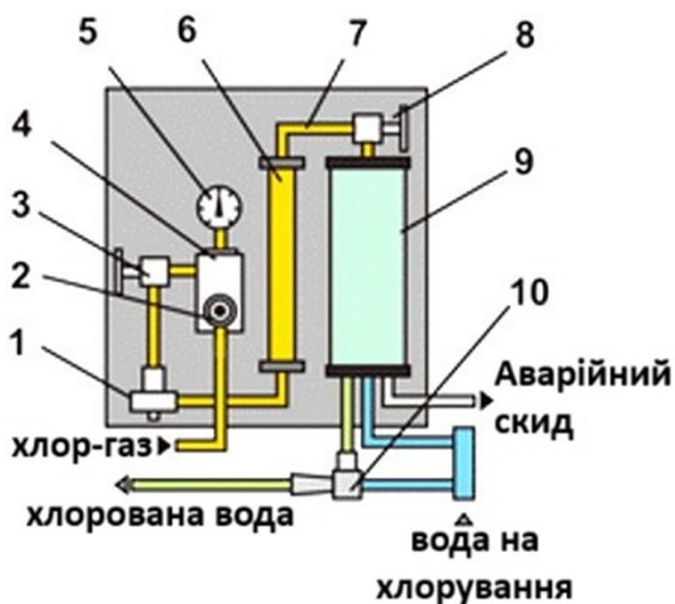
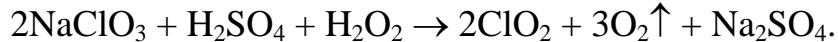
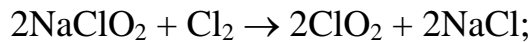
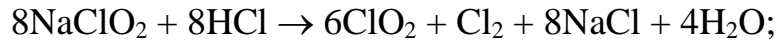


Рисунок 9.3 – Принципова схема хлоратора АХВ-1000:

- 1 – вакуумний регулятор; 2 – замикальний вентиль; 3 – регулювальний вентиль;
- 4 – фільтр; 5 – манометр; 6 – ротаметр,
- 7 – хлоропровід; 8 – регулювальний вентиль; 9 – змішувач; 10 – ежектор з гідрозасувом

Отримання ClO_2 відбувається за такими реакціями:



Діоксид хлору швидше за хлор реагує з розчиненим залізом і марганцем. Він також спроможний окислювати сульфіди, нітрити і ціаніди. Головна його перевага порівняно з хлором – він не утворює тригалометанів та інших шкідливих галогенорганічних сполук. Діоксид є кращим продуктом для видалення фенолів, через які вода має смак і запах, він здатний видалити забарвленість води. Також діоксид – більш ефективний біоцид, ніж хлор. Він руйнує віруси, бактерії і біоплівки, які утворюються всередині трубопроводів.

У разі хлорування води хлорним вапном готують його розчини концентрацією 1–1,5%. Розчини готують і дозують аналогічно розчинам коагулянту. Враховуючи сильну корозійну дію хлорного вапна, баки для приготування розчинів виготовляють із дерева, пластмаси або залізобетону, а арматуру і труби – з поліетилену або вініпласту.

Одним із перспективних напрямів хлорування на водоочисних спорудах з добовою витратою хлору до 50 кг є використання гіпохлориту натрію, який отримують на місці споживання внаслідок електролізу розчинів хлориду натрію.

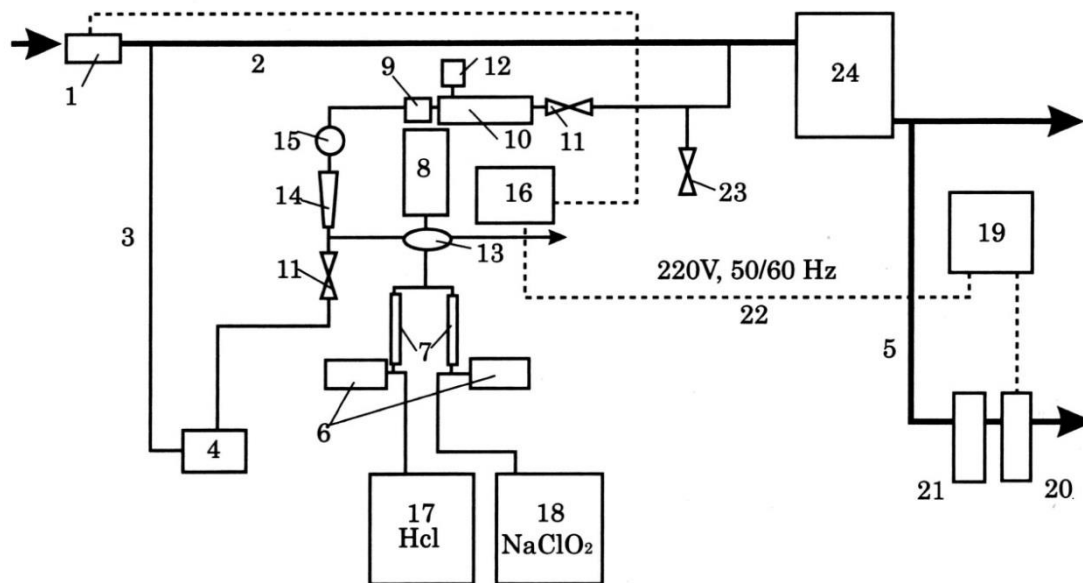


Рисунок 9.4 – Вузол отримання діоксиду хлору:

- 1 – витратомір; 2 – водопровід; 3 – байпасна лінія; 4 – насос; 5 – контроль витрати; 6 – дозатор; 7 – ротаметр; 8 – реактор; 9, 11 – вентилі; 10 – змішувач, 12 – вентиляція; 13 – всмоктувальний пристрій; 14 – байпасний регулятор; 15 – зворотний клапан; 16 – контролери рівнів; 17 – HCl ; 18 – NaClO_2 ;
- 19 – вимірювання ClO_2 ; 20 – сенсор; 21 – монітор витрати води;
- 22 – ковзний контакт; 23 – промивний вентиль; 24 – контактна ємність

Нині серійно виготовляють електролізні установки продуктивністю від 1 кг до 100 кг активного хлору за добу. Електролізна установка непроточного типу складається з місткості для розчинення хлориду натрію, електролізера з витяжною вентиляцією, бака-накопичувача гіпохлориту натрію та випрямляча напруги з автоматикою. Схема установки отримання гіпохлориту натрію показана на рисунку 9.5.

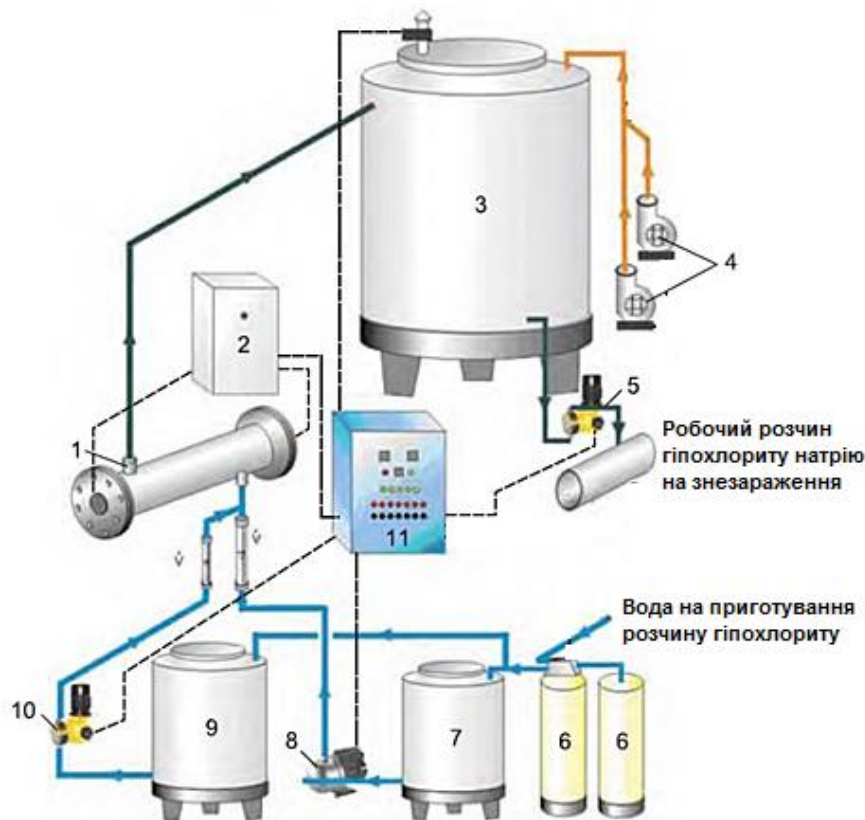
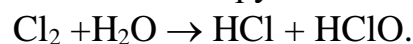


Рисунок 9.5 – Установка приготування NaClO:

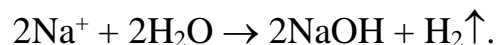
1 – електролізер; 2 – випрямляч; 3 – робочий розчин NaClO; 4 – видалення водню; 5 – дозатор NaClO; 6 – реактори пом'якшеної води; 7 – пом'якшена вода; 8 – подача пом'якшеної води; 9 – міцний розчин NaCl; 10 – шафа управління

У розчинному баку готують насичений розчин хлориду натрію концентрацією 280–300 г/дм³. Отриманий розчин насосом подають в електролізер, де його розводять очищеною водою до концентрації 100–120 мг/дм³ і піддають електролізу.

Хлориди окислюються на аноді до хлору:

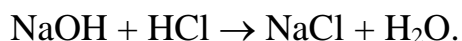
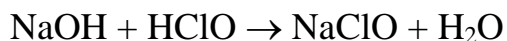


Іони натрію відновлюються на катоді. При цьому утворюється гідроксид натрію і газоподібний водень:



Утворені на аноді хлорнуватиста і соляна кислоти взаємодіють з отриманим на катоді гідроксидом натрію, в результаті чого утворюється хлорид

натрію і гіпохлорит натрію:



Хлорування води з підземних джерел проводять оптимальними дозами хлорпродуктів перед подачею води в розподільчу водопровідну мережу.

9.3 Обробка води озоном

Озон – сильний окисник, здатний убивати бактерії, віруси, спори. Під час озонування води одночасно зі знезараженням відбувається її знебарвлення, дезодорація та поліпшення смаку, що є беззаперечною перевагою цього способу. Озон не змінює природної якості води, оскільки його надлишкова кількість через деякий час трансформується у кисень. Останнім часом у зарубіжній і вітчизняній практиці водопідготовки озонування води набуває дедалі більшого поширення, що свідчить про його комплексну дію на очищувану воду, включно зі знезараженням.

До його переваг належать компактність установок, брак громіздкого реагентного господарства та можливість автоматизації процесу. Однак необхідно зазначити, що озон належить до пожежонебезпечних і токсичних речовин. Він здатний під час розкладання вибухати, якщо його концентрація в атмосферному повітрі перевищує 10 % (140 г/м³), та уражати органи дихання, якщо його вміст у повітрі перевищує ГДК (не більше 0,000 1 мг/дм³).

Озон є малорозчинним у воді. Його розчинність знижується з підвищенням температури або у разі зменшення концентрації озону в газі. Озон на сьогодні є найпотужнішим хімічним дезінфектантом, який використовують під час оброблення води. Крім того, його дія на патогенні організми не залежить від величини рН.

Доза озону, необхідна для знезараження води, визначається вмістом органічних речовин, значеннями рН і температури. Для забезпечення інактивації бактерій і вірусів необхідне попереднє глибоке знебарвлення води до 8–10 градусів, освітлення до 1 мг/л і брак частинок зависі крупністю більше ніж 5 мкм. Рекомендовані дози озону для фільтрованої води коливаються від 1 мг/дм³ до 5 мг/дм³, а для води підземних джерел – від 0,75 мг/дм³ до 1,0 мг/дм³. У кожному конкретному випадку ці величини уточнюють на підставі лабораторних досліджень.

Необхідно зазначити, що передозування озону не зумовлює появу специфічних запахів. Згідно зі стандартом вміст залишкового озону у воді після виходу її з камери змішування не має перевищувати 0,3–0,4 мг/дм³. Після додавання озону для знебарвлення і знезараження води його доза може збільшуватися до 4 мг/дм³. Тривалість контактування води з озоном зазвичай становить 5–10 хв.

Незважаючи на те, що О₃ є дуже сильним знезаражувальним агентом, використання його на кінцевій стадії водопідготовки не виключає подальшого ризику повторного забруднення мікроорганізмами. Так, залишковий О₃ у

кількості 0,4 мг/л розкладається менш як за 1 год. Це може призвести до того, що в очищеній воді після розкладання озону спостерігається посилення активності бактерій та зростання їх кількості у протяжних водоводах та розподільчих мережах.

Озонування як спеціальний метод знезараження питних вод здійснюють у поєднанні з іншими методами: хлоруванням зменшеними дозами та мембранною технологією. Озон значно зменшує дозу хлору для знезараження та пролонгує його дію.

Метод озонування доцільно застосовувати для знезараження будь-яких витрат очищених поверхневих, підруслоних та підземних вод, забруднених стійкими до інактивації видами патогенних спороутворюючих бактерій та ентеровірусів. У технології водопідготовки знезараження частково здійснюють на етапі передозонування і залишково – на етапі дезінфекції.

Принцип виробництва озону побудований на його генерації з чистого кисню або кисню повітря в зоні «тихого» електричного розряду. Схему озонаторної установки зображено на рисунку 9.6. Перед подаванням повітря в озонатор з нього ретельно видаляють пил, масло і вологу. Видалення вологи здійснюється внаслідок охолодження в холодильній установці до 2 °С. Для глибшого осушування використовують адсорбери, заповнені силікагелем або алюмогелем. У цьому разі досягають залишкової вологості 0,05 г/м³.

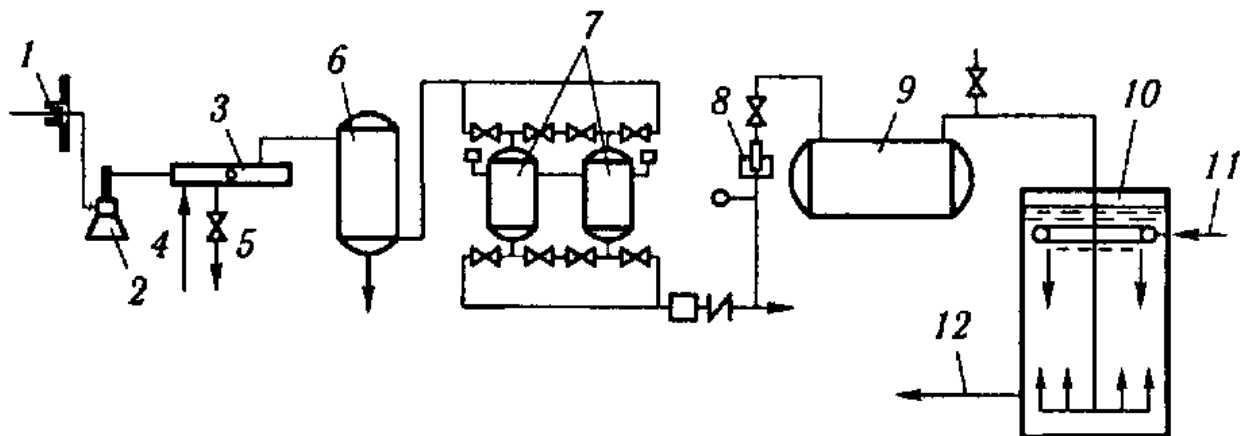


Рисунок 9.6 – Схема озонаторної установки:

- 1 – повітряний фільтр; 2 – повітрянагнітач; 3 – водяний теплообмінник;
 4, 5 – подавання і відведення охолоджувальної води; 6 – холодильна установка;
 7 – вологопоглинальні фільтри; 8 – витратомір; 9 – озонатор; 10 – контактний резервуар; 11, 12 – подавання вихідної і відведення озонованої води

Зазначений принцип реалізується в спеціальних апаратах – генераторах озону. Генератор озону – це горизонтальний циліндричний апарат, в який вмонтовані трубки з нержавіючої сталі. Всередині кожної трубки знаходиться скляна трубка з внутрішнім діаметром 2–3 мм, що відіграє роль розрядного простору. Внутрішня поверхня скляних трубок має графітно-мідне або алюмінієве покриття, що є електродом. Іншим електродом є сталеві трубки, до яких підводиться електричний змінний струм напругою 8–10 кВ, а покриття на

скляних трубках заземлено. Під дією електричного струму високої напруги виникає коронний розряд, внаслідок чого утворюється озон. Завдяки скляним або вкритим діелектриком металевим трубкам утворюється «тихий» (без утворення іскор) розряд. При цьому до 30 % підведеної електроенергії перетворюється на теплоту, яка відводиться з озонатора водою, що циркулює в міжтрубному просторі. Подання разом із повітрям кисню, що збільшує його концентрацію, приводить до збільшення виходу озону в 2–2,5 рази.

Типові значення питомого споживання електроенергії і обсягів охолоджувальної води з температурою 20 °С: газ-носії – повітря (концентрація озону 20–40 г/м³, 13–20 кВт×год/кг О₃, 2,3 м³ води/кг О₃), газ-носії кисень (концентрація озону 70–180 г/м³, 7–13 кВт×год/кг О₃, 1,2 м³ води/кг О₃).

Для озонування води застосовують барботування, інжекцію або механічне перемішування.

Найпоширенішими є барботажні контактні камери, на дні яких укладені поруваті керамічні або металокерамічні трубки. Висота барботажних камер зазвичай становить 3–5 м, тривалість перебування води в камері – 5–7 хв.

Барботажні реактори (або барботажні колони) протиточного типу є найбільш класичним контактним реактором для озонування, який використовується під час очищення вод. Такі типи реакторів, зі свого боку, бувають двох видів: звичайна барботажна колона і камера озонування з декількома послідовними секціями. Обидва види барботажних камер показані на рисунку 9.7.

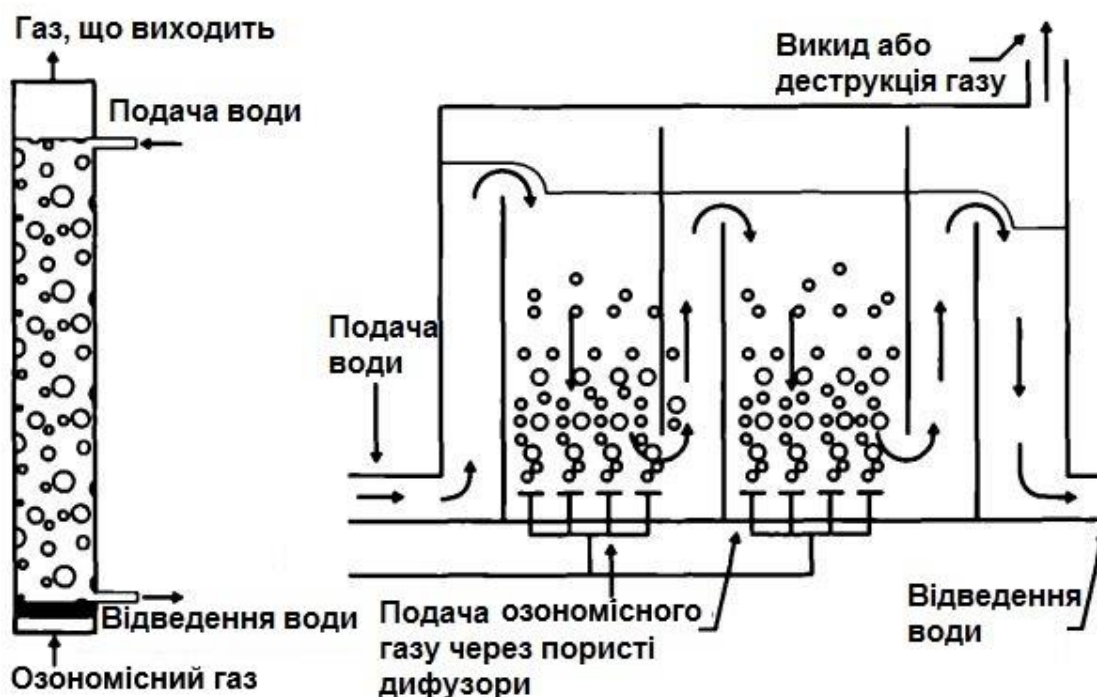


Рисунок 9.7 – Барботажні камери озонування протиточного типу

Поруваті дифузори, що встановлені в основі барботажних камер, формують бульбашки діаметром близько 3 мм, які рівномірно розподіляються

по всій площі поперечного розподілу камери. Газ і рідина рухаються в протилежних напрямках, при цьому вода додається у головну частину колони. Протиток також може створюватись за допомогою переділок у кожній секції камери озонування. У реакторах цього типу рівень води над дифузорами – 5,0–7,0 м. Кількість секцій (2 або 3) визначається швидкістю хімічної реакції і розподілом витрати озонувмісного газу залежно від перебігу реакції.

Крім барботажних камер під час озонування використовують реактори з турбіною або дифузором, U-подібні реактори, насадкові колони, статичні змішувачі тощо.

Розрахунок продуктивності озонаторної установки поводять за сумарною дозою озону $q_{\text{оз}}$, на зазначених стадіях обробки та розрахункової годинної витрати озонувмісної води $q_{\text{год}}$.

Озоноповітряну суміш можна додавати у воду до очисних споруд (попозонування або передозонування), на очисних спорудах (основне окислення), після очисних споруд (постозонування) та до і після очисних споруд (подвійне озонування).

На стадії попереднього окислення озон використовують для руйнування колоїдних частинок і макромолекул, а також для покращення параметрів коагуляції-флокуляції і відстоювання. Освітлена вода має кращі показники щодо каламутності і вмісту органіки. Крім окислення, озон дозволяє видалити водорості, що містяться в природних поверхневих водах. Він також окислює залізо і марганець у підземних водах із малим вмістом органічних речовин.

Передозонування доцільно проводити за таких умов:

- якщо запахи і присмаки води, яку очищують, під час її дезодорації не видаляються або підсилюються в процесі її подальшого оброблення;
- за одночасного знебарвлення води;
- під час проведення лише знебарвлення;
- якщо всі процеси оброблення води замінені озонуванням.

На стадії основного окислення роль озону полягає в окисленні природних органічних речовин. Він усуває забарвленість води, забрудненої гумусовими речовинами. Озон трансформує в біорозкладні речовини органічні сполуки, які зумовлюють запах, смак. Ступінь перетворення органічних речовин залежить від хімічної будови і умов середовища. Загалом, озонування дозволяє зменшити токсичність наявних у воді речовин і підвищити їхню здатність до біорозкладання. Тому процес основного озонування практично завжди завершується фільтруванням (зокрема фільтрацією на ГАВ). На цій стадії доза озону складає 0,5–1 г на 1 г затриманого органічного вуглецю (або перманганатної окислювальності). Під час попереднього озонування озон витрачається на видалення органічних і неорганічних речовин, інактивацію патогенних бактерій і вірусів.

Орієнтовно на передозонування поверхневої води (до коагуляційної обробки) дозу озону обирають від $0,5 \text{ гО}_3/\text{м}^3$ до $5,0 \text{ гО}_3/\text{м}^3$ залежно від забрудненості вихідної води. Тривалість контакту озоноповітряної суміші з

водою – від 10 хв до 20 хв.

Залишкове знезараження рекомендують проводити в контактних резервуарах із двома послідовними камерами. У першій забезпечується хімічна потреба води в озоні із залишковою концентрацією: $C = 0,4$ мг/л, у другій – ця концентрація підтримується протягом необхідного часу: $T = 4$ хв.

Отже, сфера застосування озонування достатньо широка завдяки його високій реакційній здатності. Озонування використовують і у питному водопостачанні, і в очищенні промислових стічних вод.

9.4 Знезараження води УФ-випромінюванням

Ультрафіолетове випромінювання (УФВ) знаходиться в електромагнітному спектрі в діапазоні довжини хвилі $\lambda = 100\text{--}400$ нм, тобто розміщується між видимою областю і рентгенівським випромінюванням. Зі свого боку, ультрафіолетова область розділяється на чотири піддіапазони (рис. 9.8): довгохвильовий УФВ-А ($\lambda = 315\text{--}400$ нм), середньохвильовий УФВ-В ($\lambda = 280\text{--}315$ нм), короткохвильовий УФВ-С ($\lambda = 200\text{--}280$ нм) і вакуумний ($\lambda = 100\text{--}200$ нм).

Бактерицидна дія УФВ-випромінювання заснована на ураженні УФ-променями ДНК патогенних мікроорганізмів і порушенні її структури, що призводить до «мікробіологічної» загибелі мікроорганізмів через втрату ними здатності до відтворення.



Рисунок 9.8 – Діапазони УФВ у електромагнітному спектрі

Зазначений спектр отримують за допомогою кварцових ламп, заповнених парами ртуті під малим і середнім тиском.

Метод знезараження питної і стічної води за допомогою УФ-променів набув досить широкого розповсюдження як в Україні, так і за кордоном завдяки беззаперечним перевагам:

- швидка інактивація хвороботворних мікроорганізмів;
- брак побічних продуктів;
- висока ефективність проти більшості видів бактерій і мікроорганізмів.

Висока ефективність і біоцидна дія УФВ під час оброблення поверхневих, підземних і стічних вод підтверджується досвідом експлуатації установок продуктивністю 20–500 тис м³/добу в складі традиційних реагентних схем

очищення. У зарубіжній практиці УФВ застосовують на низці великих станцій як під час самостійного первинного і вторинного хлорування, так і в поєднанні з озонуванням. Принципова схема УФВ-модуля на знезаражувальній станції водопідготовки високої продуктивності наведена на рисунку 9.9.

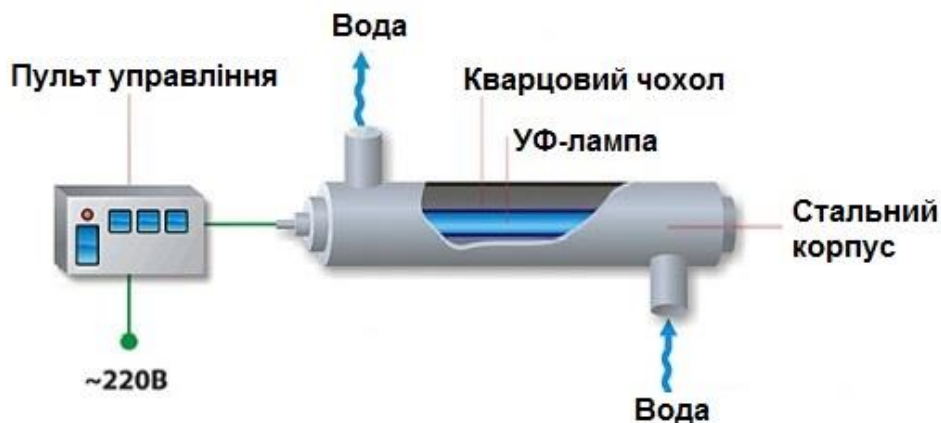


Рисунок 9.9 – УФ модуль знезараження

Установки УФ знезараження виконуються в напірному і безнапірному варіантах. Основними вихідними даними для розрахунку УФ-установки є: максимальна годинна продуктивність щодо води, $q_{\text{год}}$; мінімальна інтенсивність бактеріального випромінювання, E , мВт/см² (обирається за характеристикою обраних ламп); коефіцієнт T використання інтенсивності у потоці, 0,7–0,9 од.; ефект знезараження E , 99,9 %; доза опромінення D не менше за 16 мВт × с/см²; час перебування води у камері, t , с (обирають не менше за 10 с). Розрахункові величини: необхідна потужність випромінювання N_u , Вт; об'єм камери W , м³; кількість ламп заданої потужності n .

Кількість бактерицидних установок розраховують на основі експериментального визначення коефіцієнта поглинання бактерицидного випромінювання води, яку обробляють. За браком цих даних рекомендують такі значення: для безбарвних, які не потребують знезалізнення, підземних вод, отриманих із глибоких горизонтів, – 0,1 см⁻¹, для ґрунтових, джерельних, підруслових та інфільтраційних вод – 0,15 см⁻¹, для води поверхневих джерел після очищення – 0,2 – 0,3 см⁻¹.

Як джерело бактерицидного випромінювання використовують переважно ртутно-кварцові лампи високого тиску та ртутно-аргонові лампи низького тиску. Невелика потужність ртутно-аргонових ламп дає змогу застосовувати їх в установках малої продуктивності. Ртутно-кварцові лампи високого тиску застосовують у високопродуктивних установках з відносно невеликим бактеріальним забрудненням. У цьому разі знезараження води доцільно проводити із застосуванням хлору.

Особливо ефективно застосовувати бактерицидне знезараження УФ випромінюванням на водогонях, які використовують підземні, джерельні або

підруслові води. Таке знезараження води у 2–3 рази дешевше порівняно із хлоруванням. Витрати електричної енергії на знезараження води з підземних джерел водопостачання опроміненням не перевищують $10\text{--}15 \text{ Вт} \times \text{год}/\text{м}^3$, а з поверхневих джерел – $30 \text{ Вт} \times \text{год}/\text{м}^3$.

Знезаражувальний ефект УФ-опромінення вищий, ніж хлорування та забезпечує інактивацію як звичайних патогенних вегетативних та спорових кишкових бактерій, так і вірусів, зокрема гепатиту А та Е, поліомієліту тощо. Для бактерій доза змінюється від $38\text{--}42 \text{ мВт}/\text{см}^2$ до $12 \text{ мВт}/\text{см}^2$; для ентеровірусів – від $6 \text{ мВт}/\text{см}^2$ до $24 \text{ мВт}/\text{см}^2$; для мікроорганізмів – $120\text{--}248 \text{ мВт}/\text{см}^2$. Мінімальна доза опромінення у виробничих умовах має бути $16\text{--}25 \text{ мВт}/\text{см}^2$ у разі високої якості води, аналогічній як перед знезараженням хлором у РЧВ. Передозування УФ-опромінення не спричиняє негативних наслідків у технології водопідготовки.

Основні характеристики процесу: напруга живлення 220 В або 380 В, оптимальна довжина хвилі – $254 \pm 5 \text{ нМ}$, мінімальна енергія активації (доза) – $16 \text{ мВт}/\text{см}^2$, витрата електроенергії на знезараження підземної води не перевищує $10\text{--}15 \text{ Вт} \times \text{год}/\text{м}^3$, поверхневих вод – до $30 \text{ Вт} \times \text{год}/\text{м}^3$.

9.5 Фільтрувальні, ультразвукові та інші способи знезараження

Суть фільтрувальних методів зменшення мікробіологічної активності води полягає у вилученні бактерій, вірусів і мікроорганізмів із води шляхом їхнього фізичного затримання на фільтрувальному завантаженні і виведення з розчину.

Зважаючи на те, що середній розмір вірусів становить $0,005\text{--}0,3 \text{ мкм}$, а бактерій $0,3\text{--}60 \text{ мкм}$, звичайною в нашому розумінні фільтрацією на піщаному завантаженні або мікрофільтрах неможливе повне видалення зазначених форм навіть в умовах коагуляції і флокуляції. Тому стабільний бактерицидний ефект можна отримати, використовуючи мембранні технології, а саме ультра- і мікрофільтрацію. Порівняння фільтрувальних методів у разі вилучення різних типів забруднень показано на рисунку 9.10.

Модель роботи мембранних фільтрів не відрізняється від обраного методу. Тобто вода під тиском подається на напівпроникну мембрану. Молекули води її легко проходять, а сторонні домішки залишаються зовні мембрани у вигляді концентрату, який згодом потрапляє в дренаж. Мікрофільтрація, ультрафільтрація, нанофільтрація і зворотний осмос мають різні розміри пор і забезпечують ступінь фільтрації, необхідну для конкретних умов. Мембранні технології під час очищення води набувають в останні роки все більшого розповсюдження не тільки під час знезараження вод, а і в процесах освітлення, знебарвлення, знесолення. Отже, як видно з даних рисунка 9.10, для потреб знезараження води можуть бути використані ультрафільтрація, нанофільтрація і зворотний осмос.

Середній розмір пор мембрани ультрафільтрації є в 10 разів меншим, ніж у мікрофільтрації і складає $0,01 \text{ мкм}$. Може варіюватись від $0,001 \text{ мкм}$

до 0,05 мкм. Ультрафільтрація використовується для повного видалення з води макромолекул сторонніх домішок. Ефективна проти мікроорганізмів, бактерій і більшості вірусів. Ультрафільтрацію часто використовують як доочистку під час підготовки поверхневих вод або як передочищення для зворотного осмосу.

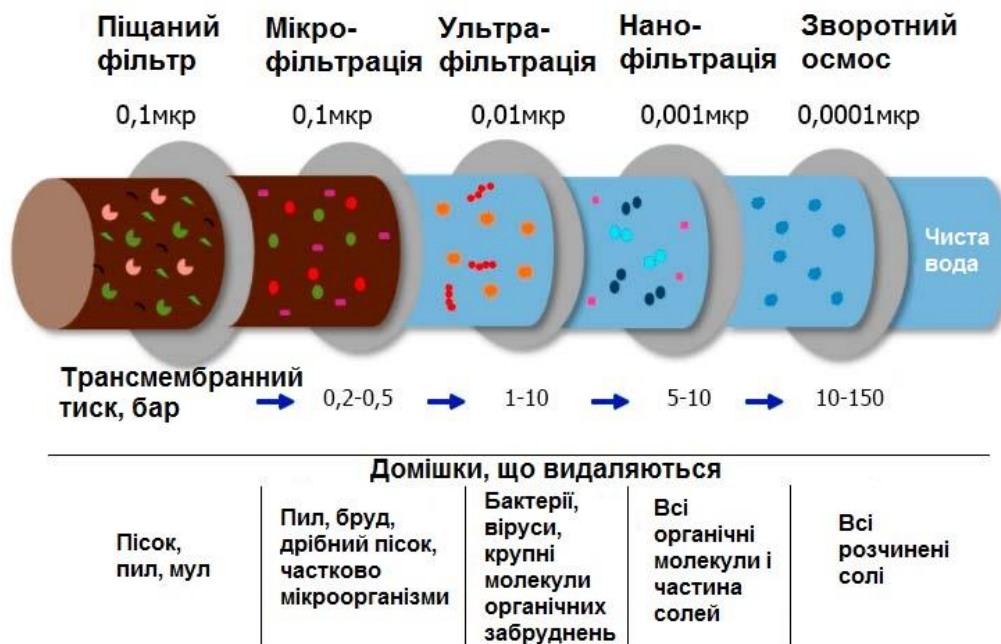


Рисунок 9.10 – Фільтрувальні методи у водопідготовці

Найефективнішим методом мембранної очистки є зворотний осмос. Пори зворотноосмотичної напівпроникної мембрани мають розмір 0,0001 мкм. Крізь таку мембрану можуть пройти лише молекули води і на виході вода буде майже дистильованою за якістю.

Вказані способи забезпечують надійне вилучення з води мікроорганізмів, бактерій і вірусів. Між тим, необхідно зазначити, що широкому розповсюдженню мембранних методів перешкоджають їхні відомі недоліки: висока вартість обладнання і значні експлуатаційні витрати і енерговитрати, чутливість мембран низькоякісних вод (замулювання, утворення відкладень).

У зв'язку з цим мембранні технології використовують поки що досить обмежено під час очищення значних обсягів вод для питного водопостачання і тільки на останніх стадіях водоочищення.

Також до перспективних фізичних методів інтенсифікації процесів знезараження води належать:

- посилення антимікробного ефекту катіонів шляхом накладання електричного поля;
- використання ультразвуку;
- застосування електродіалізу;
- прямий електроліз хлоридів, що містяться у природних водах (особливо високомінералізованих);
- спільний вплив ультрафіолетового опромінення та перекису водню;
- використання срібного активованого вугілля.

Бактерицидна дія постійного електричного поля пояснюється підвищенням чутливості мікробних клітин до антимікробних агентів. Дія постійного електричного поля з напругою від 30 В/см до 10 В/см на бактерії E-coli, що здійснюється в електролізері з графітовими електродами, найбільш сильно проявляється за наявності у воді катіонів срібла, міді, цинку, заліза з їхньою концентрацією до 0,1 мг-іон/л і посилюється зі збільшенням тривалості обробки води до 60 і більше секунд.

Бактерицидний ефект має також ультразвук. Проте єдиної теорії пояснення цього явища не існує. Механізм бактерицидної дії ультразвуку у водних розчинах пояснюється двома факторами: кавітаційно-механічним і кавітаційно-електрохімічним (рис. 9.11).

Згідно з першим фактором, ультразвукові хвилі, розповсюджуючись у пружному середовищі, спричиняють змінні стиснення і розрідження. У клітинах одноклітинних патогенних мікроорганізмів створюється величезний тиск, який досягає сотень МПа, що спричиняє руйнування цитоплазматичних структур і загибель клітини.

Другий фактор пояснюється іонізацією пари рідини і наявних у ній газів під час утворення кавітаційної бульбашки. У разі розриву бульбашки відбувається електричний розряд, який супроводжується різким підвищенням температури і утворенням у кавітаційній порожнині електричного поля високої напруги.

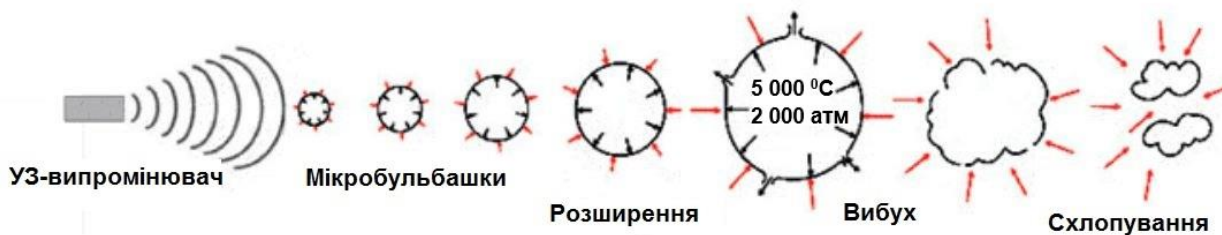


Рисунок 9.11 – Принцип дії ультразвуку

Обидва ці фактори забезпечують гибель мікробної клітини. Найбільш небезпечним для життєдіяльності мікробів є низькочастотний ультразвук (20–100 кГц), який призводить їх до дезінтеграції.

У зв'язку із широким застосуванням первинного та вторинного хлорування води в комунальному водопостачанні в системах підготовки та транспортування хлорованої води можуть залишатися хлорорезистентні мікроорганізми, що зберігають свою життєдіяльність.

За цих умов підвищення бактерицидної надійності очищеної води можна досягти застосуванням електролітичних розчинів срібла.

Механізм дії срібла на мікробну клітину полягає в сорбуванні срібла клітинною оболонкою, проникненням іонів срібла всередину клітини та блокування ним бактеріальних ферментів. Через це клітина гине. Встановлено, що вода, оброблена сріблом у концентрації 0,1 мг/л, може зберігати високі санітарно-гігієнічні властивості достатньо тривалий час.

У літературних джерелах зустрічаються відомості про можливість знезараження води рентгенівським і радіоактивним випромінюванням та електричним струмом високої частоти. Проте ці методи знезараження води поки що вивчені недостатньо, а тому не знайшли практичного застосування.

Також до способів знезараження води належить термічний спосіб, який використовують для знезараження невеликої кількості води переважно у лікарнях, санаторіях, транспорті. Під час кип'ятіння впродовж 5–10 хв гинуть практично всі патогенні бактерії. Однак під час кип'ятіння витрачається велика кількість енергії, тому на водогонках цей спосіб не застосовують.

Контрольні запитання

1. Наведіть класифікацію методів знезараження вод.
2. Які мікробіологічні показники контролюють на станціях очистки?
3. Які окислювальні реагенти використовують під час знезараження води?
4. У чому полягають недоліки і переваги оброблення води рідким хлором, діоксидом хлору, хлорамінами і гіпохлоритами?
5. Наведіть схему установки отримання діоксиду хлору.
6. Опишіть принцип отримання розчину гіпохлориту натрію безпосередньо на очисній станції.
7. У чому переваги і недоліки окиснення і знезараження вод озоном?
8. Наведіть приклад технологічної схеми озонаторної установки.
9. Наведіть приклад конструкції барботажної камери озонування.
10. У чому переваги і недоліки обробки води УФ-променями?
11. У чому полягає суть і відмінності фільтрувальних і ультразвукових способів знезараження?

Тема 10 Вилучення з води розчинених газів

10.1 Суть способу дегазації та галузі його застосування

Під час підготовки питних вод, промислового водопостачання, в теплоенергетиці та водозабезпеченні гарячою водою, а також у деяких інших виробництвах, що потребують особливо чистої води для отримання високоякісної продукції і запобігання підвищеному спрацюванню обладнання внаслідок корозії, з води видаляють розчинені гази. Процес вилучення з води розчинених в ній газів називають дегазацією. Найчастіше з води видаляють оксид вуглецю (IV), кисень, сірководень, рідше метан. Однак це не виключає того, що в багатьох випадках доводиться вилучати й інші розчинені гази.

Оксид вуглецю (IV), кисень і сірководень належать до корозійно-активних речовин, що зумовлюють корозію металів, а вуглекислий газ – ще й корозію бетону. Метан, виділяючись із води у процесі її оброблення, утворює з повітрям вибухонебезпечні суміші. Сірководень надає воді неприємного запаху. З метою запобігання цим явищам та впливу розчинених газів на техно-

логічні процеси й обладнання прагнуть до якомога повнішої дегазації води. Вибір методу дегазації зумовлюється переважно видом і вмістом газу, який міститься у воді.

У практиці водопідготовки відомі такі способи дегазації, основою класифікації яких є принцип дії на оброблювальну воду, а саме: фізичний (шляхом змінення температури води або парціального тиску газу, що видаляється), хімічний (зв'язування розчинених у воді газів шляхом додавання відповідних реагентів), біохімічний (використання окиснювальної здатності мікроорганізмів), сорбційно-обмінний (вилучення розчинених газів шляхом фільтрування через сорбційно-обмінні матеріали). Вказана класифікація дегазаційних методів показана на рисунку 10.1.

Під час пом'якшення води $H-Na$ -катионітовим способом, знесолення води іонітовим способом, а також видалення заліза і марганцю з підземних гідрокарбонатних вод може утворюватися значна кількість вільного вуглекислого газу. При цьому виникає необхідність у вилученні вільної вуглецевої кислоти з метою більш повного і ефективного перебігу процесу очистки. Крім того, в підземних водах може міститися багато сірководню та інших розчинених газів. Суть способу дегазації води полягає в істотному зменшенні розчинності газів у воді або утворенні за їхньої участі важкорозчинних сполук.

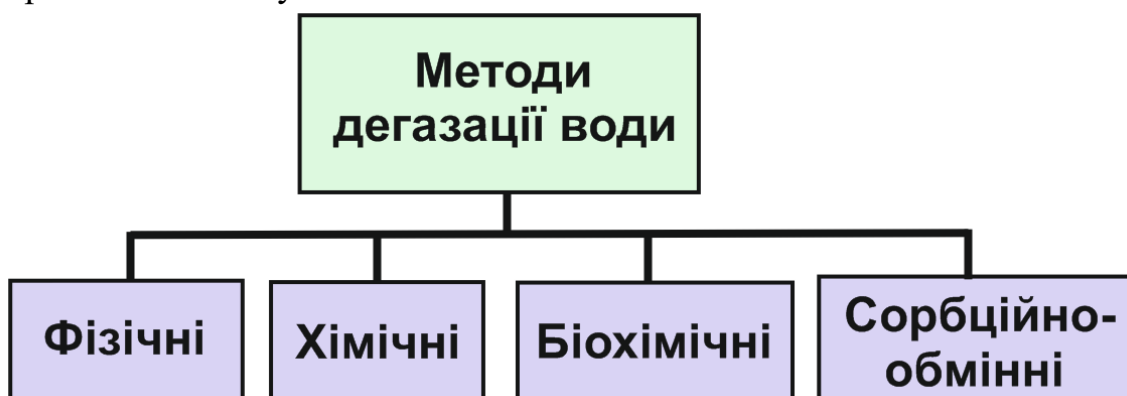


Рисунок 10.1 – Методи дегазації води

10.2 Теорія дегазації води

Зі збільшенням температури і зменшенням тиску розчинність газів у воді зменшується. За невисокого тиску і сталої температури у розведених розчинах розчинність газів, що не вступають у хімічну взаємодію з водою, підпорядковується закону Генрі:

$$C_r = k p_r = k(p_{\text{заг}} - p_{\text{в.п.}}), \quad (10.1)$$

де C_r – розчинність газу;

p_r – парціальний тиск газу в газовому середовищі;

k – коефіцієнт Генрі, який є мірою розчинності газу і сталою величиною для певної температури;

$p_{\text{заг}}$ – загальний тиск;

$p_{\text{в.п.}}$ – парціальний тиск водяної пари.

Як видно з рівняння, зменшення концентрації газу у воді відбувається зі зменшенням різниці ($p_{\text{заг}} - p_{\text{в.п.}}$), тобто у разі наближення парціального тиску водяної пари до значення повного тиску газової суміші. Це досягається створенням вакууму над поверхнею води, яка містить газ (суміш газів). Отже, для видалення газу з води необхідно створити такі умови, за яких його парціальний тиск над поверхнею води дорівнював би нулю.

Коефіцієнт розчинності газу α не залежить від тиску і показує, скільки об'ємів газу розчиняється в одному об'ємі розчину за певної температури:

$$\alpha = \frac{V_{\text{г}}}{V}. \quad (10.2)$$

Швидкість розчинення газу у воді пропорційна його парціальному тиску, а швидкість його десорбції – концентрації.

У водних розчинах солей розчинність газів зазвичай менша, ніж у чистій воді. Так, коефіцієнт розчинності a хлору за 20 °С у чистій воді становить 2,3, а в 26-відсотковому розчині NaCl – 0,3.

10.3 Фізичні способи дегазації води

Суть фізичних способів дегазації полягає в тому, що очищувана вода контактує з газом (переважно повітрям або водяною парою), в якому немає розчинених газів або вони містяться в невеликих кількостях, значно менших, ніж розчинено у воді, тобто парціальний тиск газів, які видаляються, в продувному газі дорівнює нулю або наближається до нього ($p_{\text{г}} \approx 0$). Під час продування води повітрям (аерації) видаляються сірководень та оксид вуглецю (IV), оскільки їхній вміст невеликий і парціальний тиск у повітрі близький до нуля. Так, в атмосферному повітрі міститься 0,1–0,3 % CO₂. Оскільки парціальний тиск кисню в повітрі досить великий (21 %), то за допомогою аерації видалити його неможливо. Тому розчинність газу у воді зменшують нагріванням, доводячи очищувану воду до кипіння. Довести воду до кипіння можна нагріванням (термічні дегазатори) або зниженням тиску, за якого вода кипить без підігрівання (вакуумні дегазатори).

Залежно від конструктивного оформлення застосовують різні типи дегазаторів: пінні, барботувальні, плівкові з примусовою або природною вентиляцією і різними насадками, термічні, вакуумні, вакуумно-ежекційні.

Плівкові дегазатори з насадкою із кілець Рашига застосовують для глибокого видалення з води вуглекислого газу і сірководню. Барботувальні дегазатори мають обмежену сферу використання, зумовлену значними експлуатаційними витратами. Вони застосовуються для глибокого видалення вуглекислого газу у разі продуктивності установки не більше за 20 м³/год. У разі глибокого (за залишкової концентрації 0,01–0,05 мг/л) або часткового (0,3–0,5 мг/л) знекиснення води, а також спільного видалення кисню і вуглекислого газу застосовують вакуумні дегазатори з насадкою з кілець Рашига. Використання пінних дегазаторів визнано економічним у разі продуктивності до 100 м³/год. За необхідності одночасного видалення

вуглецевого газу і розчиненого кисню доцільно використовувати дегазатори вакуумного типу. Види насадок дегазаторів показані на рисунку 10.2.

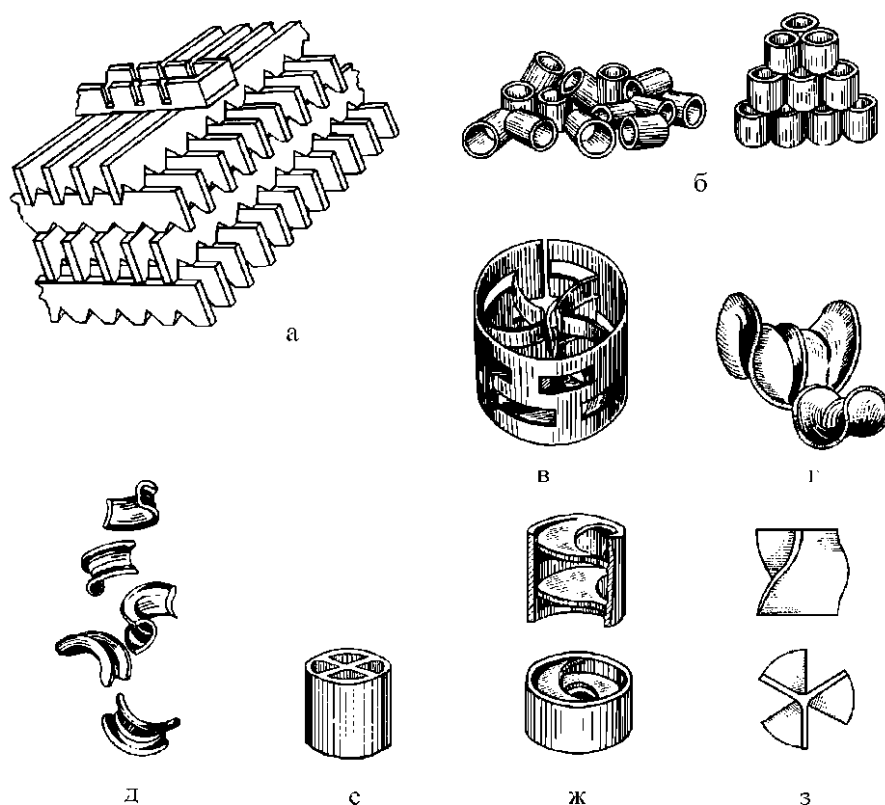


Рисунок 10.2 – Види насадок дегазаторів:

а – дерев'яна хордова; б – кільця Рашига в навал і упорядковано; в – кільця Паля; г – керамічні сідла Берля; д – сідла «Інталокс»; е – кільця з хрестоподібними переділками; ж – кільця зі внутрішніми спіралями; з – пропелерні насадки

Широкого розповсюдження набули плівкові дегазатори з примусовим поданням повітря і насадками з кілець Рашига або хордовими дерев'яними.

Умови використання даних конструкцій – продуктивність установки – до 150 м³/год, вміст СО₂ – до 150 мг/л. Під час видалення сірководню, його початковий вміст не повинен перевищувати 3,0 мг/л.

Плівковий дегазатор (рис. 10.3) з насадкою з кілець Рашига – це циліндричний апарат, у нижню частину якого вентилятором подають повітря.

Вода надходить у верхню частину дегазатора і рівномірно розподіляється по перерізу плитою з ковпачками. Насадка встановлюється на проміжному днищі з дірчастого листа або у вигляді зварної рами з кутової сталі. У таких дегазаторах залишковий вміст вуглекислого газу в очищуваній воді становить 1–2 мг/л. Для видалення сірководню воду спочатку підкислюють до рН = 5, а потім дегазовану воду підлужують до потрібних значень рН. Щільність зрошення насадки розмірами 25 мм × 25 мм × 3 мм водою становить 60 м³/(м²×год) за глибокого видалення оксиду вуглецю (IV) чи сірководню

і $90 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \times \text{год})$ за часткового видалення CO_2 у процесі знезалізнення води. Витрати повітря на 1 м^3 дегазованої води становлять 15 м^3 за глибокого, 4 м^3 за часткового видалення вуглекислого газу і 12 м^3 за глибокого видалення сірководню.

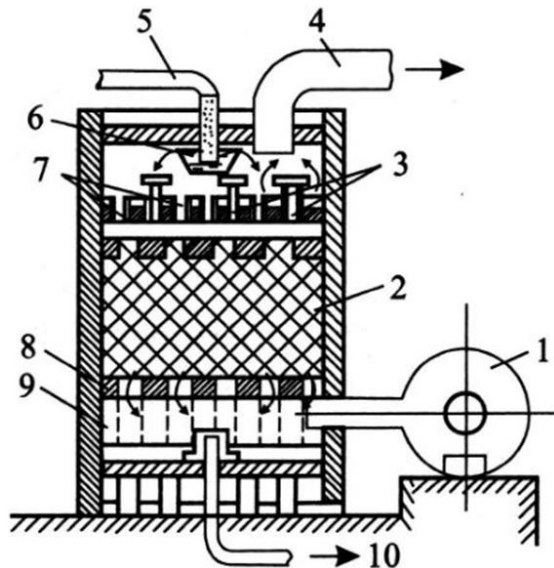


Рисунок 10.3 – Схема плівкового дегазатора:
 1 – вентилятор; 2 – насадка з кілець Рашига;
 3 – газовідвідні патрубки; 4 – видалення повітря; 5 – вихідна вода;
 6 – водорозподільча воронка;
 7 – зрошувальні патрубки; 8 – дірчасте днище; 9 – піддон; 10 – відведення дегазованої води

Термічні дегазатори. У практиці очищення живильної води парових котлів від кисню і вуглецевого газу значного поширення набули термічні дегазатори (парові стріпери). Принцип дії цих апаратів ґрунтується на контактуванні очищуваної води з паром, де підтримуються необхідні для насичення пари умови за тиском і температурою, за яких розчинені гази переходять у фазу пари і разом з нею безперервно виводяться назовні. Нагрівання води до температури насичення за певного тиску сприяє зниженню парціального тиску газу над водою до нуля, розчинність якого також зменшується до нуля. Підвищення температури

очищуваної води інтенсифікує дифузію молекул газу і видалення їх у парову фазу. Одночасно зменшується коефіцієнт абсорбції газу. Схема термічного дегазатора показана на рисунку 10.4.

Апарат складається з горизонтального циліндричного бака-акумулятора (2), деаераційної колонки (1), зануреного барботажного пристрою і охолоджувача випарника (5). Очищувана вода надходить трубопроводом (9) і змішується з конденсатом із трубопроводу на першій верхній тарілці деаераційної колонки (1), з якої вода струменями зливається на другу тарілку, а потім у бак-акумулятор (2). Із нього вода після витримання надходить у барботажний пристрій – дірчастий лист, під який подають пару трубопроводом (10). Пару барботують у воду, яка рухається по каналу до трубопроводу (6), що відводить дегазовану воду. Вода, що виходить з барботажного пристрою, закипає у вертикальному каналі, утвореному листами. Після барботажного пристрою пара через паровий простір бака над поверхнею води надходить у деаераційну колонку, де, піднімаючись угору, омиває струмені води, що рухаються назустріч. Несконденсована пара і виділені з води

гази видаляють по трубопроводу (13), а також частково в охолоджувач випарника (11), де відбувається підігрівання дегазованої води. В охолоджувачі випарника пара конденсується, а виділені гази видаляються в атмосферу.

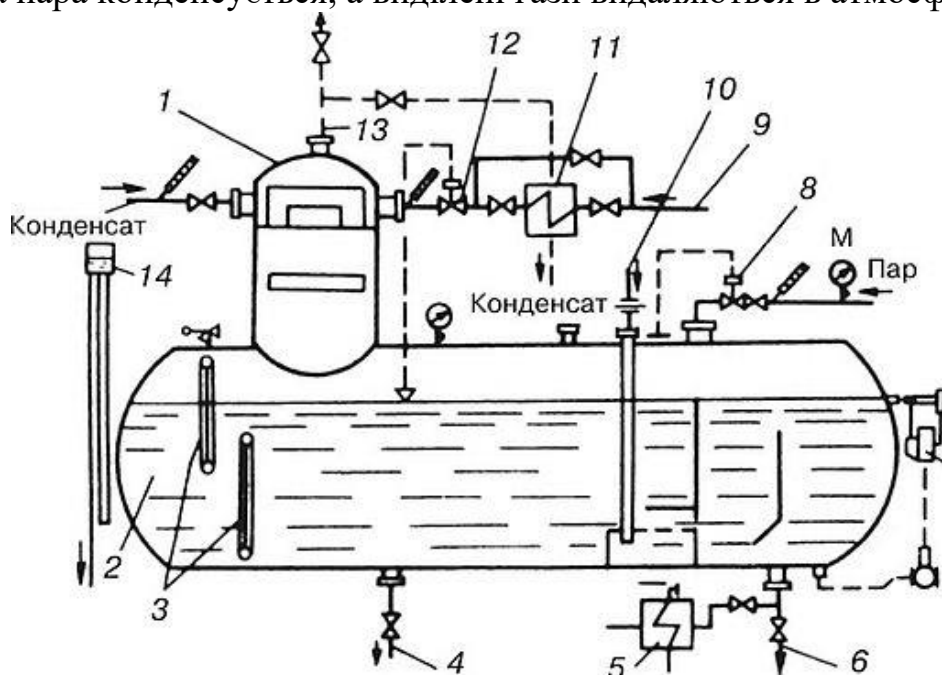


Рисунок 10.4 – Принципова схема термічного дегазатора:

- 1 – деаераторна колонка; 2 – бак-акумулятор; 3 – водомірне скло; 4 – дренаж;
- 5 – теплообмінник; 6 – відведення деаерованої води; 7 – регулятор переливу;
- 8 – регулятор тиску; 9 – підведення хімічно очищеної води; 10 – підведення барботажної пари;
- 11 – охолоджувач випару; 12 – регулятор рівня;
- 13 – відведення випару; 14 – гідравлічний засув

Вищими за інтенсивністю процесу та ефектом дії характеризуються вакуумні дегазатори, які бувають з підігріванням і без підігрівання води. Вакуумні дегазатори з підігріванням води застосовують для глибокої дегазації. Застосування вакуумних дегазаторів дає змогу зменшити температуру кипіння очищеної води, що полегшує добір матеріалів для дегазації агресивних вод. Схема установки вакуумної дегазації з підігрівом показана на рисунку 10.5.

Специфічні властивості метану, зокрема його вибухонебезпечність, і внаслідок цього неможливість використання метановмісних природних вод для питних і виробничих потреб, вимагає його видалення.

Для метану також існують фізичні і біохімічні методи видалення. Широкого розповсюдження набув метод вакуумної дегазації з примусовим насиченням оброблюваної води повітрям або двоокисом вуглецю.

10.4 Хімічні способи дегазації води

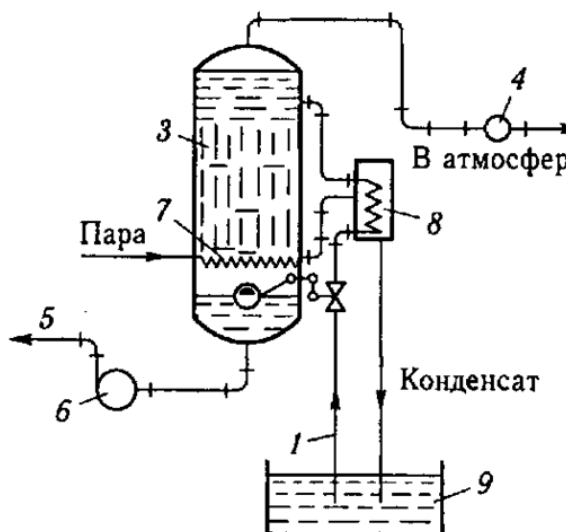
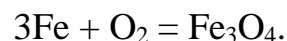


Рисунок 10.5 – Установка вакуумної дегазації з підігрівом:

- 1,5 – подавання вхідної та відведення дегазованої води;
- 2 – повітровіддільник; 3 – котел;
- 4 – вакуум-насос; 6 – насос;
- 7 – змієвик; 8 – теплообмінник;
- 9 – бак

Хімічні способи дегазації води ґрунтуються на взаємодії розчинених газів із різними реагентами, в результаті якої утворюються сполуки, що легко видаляються з оброблюваної води. Видалення залишкового кисню після вилучення його фізичними способами здійснюють за допомогою оброблення води різними відновниками: оксидом сірки (IV), гідразином, сульфідом і тіосульфатом натрію, металічним залізом тощо.

Знекиснення води фільтруванням її крізь фільтри, заповнені сталюю стружкою, застосовують переважно у разі гарячого водопостачання. Швидкість фільтрування обирають в межах 25–100 м/год. У процесі фільтрування залізо окиснюється киснем, розчиненим у воді, за такою схемою:



Тривалість контактування води зі стружкою залежить від температури оброблюваної води. Вона зменшується зі 25 хв до 3 хв у разі збільшення температури від 20 °С до 80 °С. Зазвичай стружку замінюють через 6–12 місяців роботи фільтра із розрахунку 5 кг стружки на 1 кг кисню, який видаляють із води.

Знекиснення води можна проводити в електролізерах із розчинними залізними або алюмінієвими електродами, які застосовують для коагуляційного очищення води від колоїднодисперсних домішок. Відновлення кисню здійснюють за допомогою анодної і катодної деполяризації, а також хімічного окиснення алюмінію й заліза розчиненим киснем.

Воду, що містить сірководень, хлорують або аерують з подальшим хлоруванням. Сутність хімічних методів видалення сірководню полягає в обробленні води різними окислювачами, і залежно від їхніх витрат і типу, сірководень і його сполуки можуть бути окиснені до твердої сірки, тіосульфатів, сульфідів і сульфідів. Хімічні методи необхідно застосовувати у разі початкового вмісту H_2S до 10 мг/л.

У таблиці 10.1 наведені витрати реагентів окислювачів з умови видалення 1 мг сірководню і реакції, що описують процес окиснення. Під час реагентного оброблення необхідно враховувати, що для більшості окислювачів збільшення рН середовища призводить до зменшення їхньої окислюючої здатності щодо сірководню.

Таблиця 10.1 – Витрати реагентів-окислювачів з умови видалення 1 мг сірководню

Реагент-окислювач	Окислювально-відновлювальні реакції	Доза окислювача, мг/мг H ₂ S
Озон (O ₃)	$\text{H}_2\text{S} + \text{O}_3 = 3\text{S}\downarrow + 3\text{H}_2\text{O} + \text{O}_2$ $3\text{H}_2\text{S} + 4\text{O}_3 = 3\text{S}\downarrow + 3\text{H}_2\text{O}$ $3\text{H}_2\text{S} + \text{O}_3 = 3\text{H}_2\text{SO}_4$	0,47–1,87
Перекис водню (H ₂ O ₂)	$\text{H}_2\text{S} + \text{H}_2\text{O}_2 = \text{S}\downarrow + 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{H}_2\text{S} + 3\text{H}_2\text{O}_2 = \text{H}_2\text{SO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{H}_2\uparrow$	1,0–3,0
Перманганат калію (KMnO ₄)	$4\text{KMnO}_4 + 3\text{H}_2\text{S} = 2\text{K}_2\text{SO}_4\downarrow + \text{S}\downarrow + 3\text{H}_2\text{O} + 3\text{MnO} + \text{MnO}_2$	1,85–3,1
Хлор (Cl)	$\text{H}_2\text{S} + \text{Cl}_2 = \text{S}\downarrow + 2\text{HCl}$ $\text{H}_2\text{S} + 4\text{Cl}_2 + 4\text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{SO}_4 + 8\text{HCl}$	1,85–8,4
Кисень (O ₂)	$\text{H}_2\text{S} + \text{O}_2 = 2\text{S}\downarrow + 2\text{H}_2\text{O}$	0,47
Двоокис марганцю (MnO ₂)	$3\text{H}_2\text{S} + 2\text{MnO}_2 + 4\text{O}_2 = \text{MnSO}_4 + \text{MnS}_2\text{O}_3 + 3\text{H}_2\text{O}$ $\text{H}_2\text{S} + \text{MnO}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4 = \text{S}\downarrow + 2\text{H}_2\text{O} + \text{MnSO}_4$	2,55–10,23
Залізо (Fe)	$\text{H}_2\text{S} + \text{Fe} = \text{FeS} + \text{H}_2\uparrow$	1,64

Контрольні запитання

1. Наведіть класифікацію методів дегазації вод.
2. Який фізичний закон лежить в основі теорії дегазації води?
3. Наведіть схему і опишіть принцип дії плівкового дегазатора.
4. Що таке парові стріпери? Опишіть їхню конструкцію і сферу використання.
5. Якими реагентами у практиці водопідготовки реалізують вилучення з води розчинених газів?

Тема 11 Кондиціонування води

11.1 Суть методу дезодорації і сфера його застосування

Вода, яку використовують для господарсько-житлових потреб, повинна мати високі органолептичні показники. Крім того, в ній після очищення не має бути каламутності, забарвлення, запахів і присмаків, шкідливих мінеральних та органічних речовин тощо. Тому крім коагуляційного прояснення, знебарвлення та фільтрування води, що традиційно використовуються, потрібно застосовувати її дезодорацію, що має забезпечити високі смакові показники води, яку очищають, особливо з поверхневих джерел водопостачання.

Зниження смакових показників зумовлюється наявністю в очищеній воді мінеральних і органічних домішок різного походження. Так, під час цвітіння

водою істотно збільшується вміст органічних речовин у воді, оскільки в результаті життєдіяльності водоростей та різних організмів виділяються альдегіди, низькомолекулярні спирти, кетони, карбонові кислоти, феноли та інші сполуки, що мають сильний запах. Скид промислових стічних вод та стоків із сільськогосподарських угідь зумовлюють забруднення поверхневих вод нафтопродуктами, синтетичними аліфатичними спиртами і кислотами, фенолами і поліфенолами, поверхнево-активними речовинами, пестицидами тощо.

Токсичні речовини з неприємним запахом можуть утворюватися в результаті взаємодії деяких окисників із забрудниками. Наприклад, під час оброблення хлором води, яка містить феноли, можуть утворюватися хлорофеноли, що надають їй різкого неприємного запаху, чи токсичні хлороорганічні сполуки (хлоровані вуглеводні).

Універсальних способів дезодорації води, тобто видалення неприємних присмаків і запахів, не існує. Для цього зазвичай використовують різні фізичні, хімічні чи фізико-хімічні способи. Якщо речовини, які продукують неприємні запахи і присмаки, перебувають у вигляді зависей та колоїдів, їх видаляють коагулюванням. Якщо це неорганічні речовини, що знаходяться в молекулярному чи іонному стані, то їх можна видалити дегазацією, знесолюванням, знезалізненням тощо. Різні органічні домішки промислового й біологічного походження видаляють окисненням, адсорбцією, а інколи аеруванням.

Дубильні речовини і гумусові кислоти, солі заліза (II), сірководень, нітрити, полі- та одноатомні феноли чи інші подібні їм речовини задовільно видаляються з води за допомогою окисників. Більш стійкі сполуки, такі як вуглеводні нафти і нафтопродуктів, аліфатичні спирти, деякі карбонільні сполуки і карбонові кислоти, у воді окислюються важко. У деяких випадках вони навіть посилюють неприємні запахи і присмаки води, наприклад, за неглибокого окиснення деяких фосфороорганічних пестицидів. Тому застосування в цьому разі адсорбції на активованому вугіллі більш доцільне. Крім того, в деяких випадках ефективнішим може бути комбінування окиснювальних способів з адсорбцією.

Досить надійним та економічно доцільним є застосування фільтрів із гранульованим активованим вугіллем. Незалежно від вмісту забрудників у воді в цьому разі забезпечується її надійна дезодорація. Проте істотним недоліком такого способу очищення води є порівняно невелика поглинальна здатність активованого вугілля, що потребує його частоті регенерації та заміни.

У практиці водопідготовки як окисники застосовують кисень повітря (аерування води), озон, перманганат калію, хлор та його похідні.

Для видалення з води присмаків і запахів, зумовлених речовинами органічного походження, часто застосовують аерування води, яке ґрунтується на леткості цих речовин. Для цього використовують аератори барботажного, розбризкувального і каскадного типів.

В аераторах барботажного типу повітря, що подається повітронагнітальними засобами, розподіляється у воді дірчастими трубами або поруватими пластинками, розміщеними на дні апарата. Глибина шару води в аераторах становить 2,7–4,5 м. Максимальна ширина барботера зазвичай удвічі більша за його глибину. Тривалість процесу дезодорації не перевищує 15 хв. Витрата повітря коливається від 0,37 м³/м³ до 0,75 м³/м³ води.

У розбризувальних аераторах вода розпилюється соплами на дрібні крапельки. Тривалість контактування води з повітрям не перевищує 2 с.

В аераторах каскадного типу вода, що очищується, спадає струменями через кілька послідовно розміщених водозливів. Тривалість контактування можна збільшити за рахунок кількості сходинок. Втрата напору в аераторах каскадного типу коливається в межах 0,9–3 м. В аераторах змішаного типу вода одночасно розбризується і стікає тонким струменем з однієї сходинки на іншу. Недоліком аераторів з плівковим контактом води і повітря є неможливість їх використання у зимовий період, потреба в потужній вентиляції приміщень, схильність до обростання та неекономічність унаслідок великої площі.

У деяких розвинених країнах Європи, зокрема у Швеції, використовують аератори з пінним шаром. Повітря нагнітають крізь сталеву пластину, розміщену на дні апарата. Співвідношення повітря і води коливається від 30 : 1 до 300 : 1.

Недолік аерування полягає в тому, що цим способом не можна усунути стійкі запахи і присмаки, зумовлені забрудненням води промисловими стічними водами. Проте завдяки простоті способу його широко застосовують у практиці водопідготовки.

Завдяки високому окисному потенціалу озон окиснює сполуки, які зазвичай не окиснюються іншими реагентами. Однією з істотних переваг озону є те, що він на відміну від хлору не вступає в реакції заміщення, що не спричиняє утворення небезпечних токсичних сполук. Крім того, характерною особливістю озону є те, що він швидко розкладається. Це означає, що у разі його передозування залишкові кількості невеликі. Так, залишок озону в кількості 3,5–5 мг/дм³ упродовж 30 хв зменшується до 0,2–0,3 мг/дм³. Після озонування вода набуває свіжого присмаку й запаху, які характерні для поверхневих і джерельних вод задовільної якості.

Перманганат калію є менш сильним окисником, ніж озон, і він не вступає в реакції заміщення. До його недоліків як окиснювального реагенту належать порівняно висока вартість, дефіцит і небезпека появи залишкових речовин, концентрація яких вища за гранично допустиму (понад 0,1 мг/дм³).

Застосування перманганату калію сприяє повному видаленню запахів фенолу, але надає воді в'язучого присмаку, а його надмірна доза – рожевого забарвлення. За наявності в очищуваній воді марганцю цей спосіб малоєфективний. Тому використання перманганату калію як реагенту дуже обмежене.

Для усунення з води рибного, водоростевого, хлорного, хлорофенольного та інших запахів широко застосовують хлорування. Цей спосіб забезпечує надійну дезінфекцію води та часткове окиснення марганцю. Під час дезодорації води, забрудненої представниками флори і фауни, які гниють, фенолом та іншими органічними речовинами, застосовують попереднє хлорування води. У разі утворення у воді хлорофенолів використовують хлорування з амонізацією. Після додавання у воду спочатку аміаку, а потім хлору хлорофенольні сполуки не утворюються. Цей спосіб застосовують у разі вмісту у воді фенолу до 1 мг/дм³.

Однак застосування цього способу обмежене, оскільки при цьому не усуваються присмаки і запахи, зумовлені органічними речовинами біологічного походження. Ефективним способом для усунення присмаків і запахів часто буває хлорування підвищеними дозами хлору (1,5–10 мг/дм³) впродовж 4-х годин. Проте для подавання такої води споживачеві потрібно провести її дехлорування двоокисом сірки (SO₂), тіосульфатом або сульфітом натрію та активованим вугіллям.

Основна умова успішного застосування окисників – глибоке окиснення хімічних речовин. Цей спосіб потребує точного дозування реагентів, тому його доцільно застосовувати у разі незначної концентрації забрудників, коли є впевненість у тому, що після окиснення не утворюватимуться несприятливі в органолептичному відношенні та небезпечні для здоров'я людини хімічні речовини. Орієнтовні дози окисників наведено в таблиці 11.1.

Таблиця 11.1 – Орієнтовні доза окисників під час дезодорації води

Окисник	Доза окисника, мг/дм ³ , за перманганатного окислення води, мгО ₂ /л		
	8–10	10–15	15–25
Хлор	4–8	8–12	12–14
Перманганат	2–4	4–6	6–10
Озон	1–3	3–5	5–8

Дозу окисника можна дробити, тому його доцільно додавати частинами. Додавання окисників перед коагулянтами або сорбентами, або одного перед іншим має здійснюватися з певним проміжком часу. Якщо це зробити неможливо, потрібно передбачати наявність контактних камер. У разі вмісту у воді фенолів перманганат калію додають до початку додавання хлоровмісних сполук. Інші реагенти (коагулянт, активоване вугілля) необхідно додавати не раніше ніж через 10–15 хв після додавання перманганату.

Сорбційний спосіб дезодорації води є надійнішим, оскільки він ґрунтується не на трансформації органічних речовин, а на їхньому вилученні з води адсорбційним способом. Видалення присмаків і запахів у цьому разі здійснюється фільтруванням води, яку очищають, крізь зернисте активоване вугілля або додаванням у воду порошкоподібного активованого вугілля. При

цьому добре сорбуються феноли, поліциклічні ароматичні вуглеводні, зокрема канцерогенні, нафтопродукти, хлоро- і фосфороорганічні пестициди та багато інших органічних забрудників. Проте цей спосіб також не є універсальним, оскільки у воді залишаються органічні речовини, які не затримуються адсорбентами (органічні аміни) або затримуються не повною мірою (синтетичні ПАВ).

Вуглювання води (додавання порошкоподібного активованого вугілля) має низку недоліків – ускладнення під час змочування й дозування вугілля та його відокремлення від води і регенерації. Тому цей спосіб використовують обмежено, переважно тоді, коли вуглювання здійснюється короткочасно і в невеликих дозах. З метою інтенсивного перемішування води з вугіллям його додають на насосній станції першого підйому у вигляді пульпи концентрацією 8 % за 10 хв до подавання коагулянту.

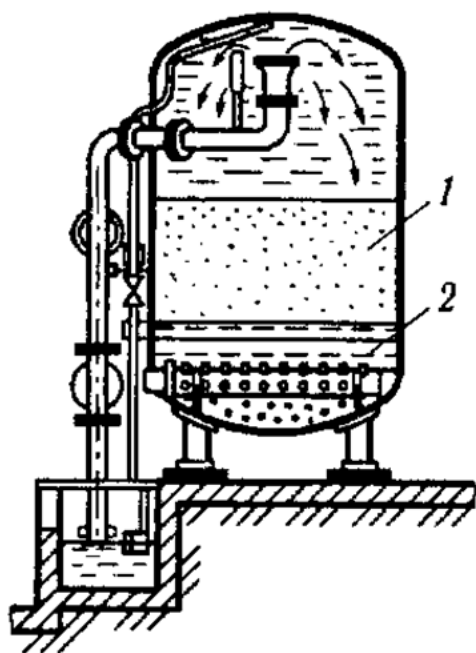


Рисунок 11.1 – Напірний вугільний фільтр:
1 – шар активованого вугілля; 2 – підтримувальний шар

Доза активованого вугілля у перерахунку на вугілля марки ОУ-А-лужне не перевищує 20 мг/дм^3 у разі додавання перед відстійниками або прояснювачами і 7 мг/дм^3 у разі додавання перед фільтрами. Для оброблення дуже забрудненої води з інтенсивним запахом і присмаком дозу активованого вугілля можна збільшити на основі результатів технологічних досліджень у лабораторних умовах.

Надійнішим та ефективнішим є застосування гранульованого активованого вугілля, яке використовують як фільтрувальне завантаження. Фільтри, завантажені активованим вугіллям, є надійним бар'єром для різних органічних забрудників незалежно від рівня забруднення води. Фільтрування води часто здійснюють у фільтрах напірного типу. Схему фільтра з активованим вугіллям зображено на рисунку 11.1.

Вугільні фільтри розміщують після прояснювачів з метою запобігання їхньому замулюванню. Хлорування води при цьому здійснюють після вугільних фільтрів. Можливе застосування прояснювально-сорбційних фільтрів. Об'єм завантаження фільтрів становить $0,06\text{--}0,12 \text{ м}^3$ активованого вугілля на $1 \text{ м}^3/\text{год}$ води, призначеної для фільтрування. Вугільні фільтри періодично промивають водою.

Якщо попередньо очищену воду обробити окисником перед адсорбційним фільтром, міжрегенераційний період адсорбенту збільшується. У цьому разі відбувається не просто поєднання процесів окиснення і сорбції, а

здійснюється ефект окисно-сорбційної взаємодії. Тут активоване вугілля є каталізатором процесу окиснення, що підвищує швидкість і глибину процесу та сприяє сорбції продуктів окиснення. Комбінування двох способів дезодорації води підвищує надійність та економічність процесу, розширює діапазон та збільшує кількість очищених речовин.

У всіх випадках окисник має подаватися у воду, що потребує очищення, перед вугільними фільтрами на початку технологічного процесу або безпосередньо перед ним. Реагенти, які використовують як окисники, характеризуються різними хімічними й санітарно-гігієнічними властивостями, що потрібно враховувати під час здійснення технологічного процесу в практиці водопідготовки. Так, хлор доцільно використовувати як окисник лише у разі наявності у воді забрудників, що легко окиснюються (наявність фенолів та деяких речовин природного походження). За спільного використання хлору й активованого вугілля попередня амонізація не проводиться. Якщо у воді знаходяться домішки, що важко окислюються (нафта і нафтопродукти, синтетичні ПАВ, органічні пестициди тощо), як окисник доцільно застосовувати озон. Інколи краще використовувати кілька окисників (хлор і перманганат калію, озон і хлор). Вибір окисника, його дози та додавання в технологічний процес визначають пробною дезодорацією води в лабораторних умовах, одночасно встановлюючи мінімальне навантаження на вугілля.

Практика застосування окисно-сорбційного способу дезодорації води показує, що спільне використання окисника й активованого вугілля сприяє більшій тривалості їхнього використання та досягненню вищого ефекту очищення води. З метою зменшення обростання вугілля неорганічними забрудниками, переважно гідроксидами алюмінію і заліза, які утворюються в процесі коагуляційного очищення, та зменшення в результаті сорбційної ємності адсорбенту потрібно забезпечити високий ступінь попереднього прояснення води ще до надходження її у вугільні фільтри.

11.2 Коригування мінералізації води

Вода, опріснена термічним способом або способом зворотного осмосу, має низьку мінералізацію – 15–25 мг/дм³. У ній майже немає кальцію, фтору, гідрокарбонатів тощо. Тривале вживання такої води може призвести до негативних наслідків. Якщо для опріснення використовувати морську воду, то дистиллят має неприємні запахи і присмаки, зумовлені наявністю органічних речовин. Тому такий дистиллят потребує додаткового оброблення, яке б передбачало крім стабілізації та збагачення ще й коригування сольового складу й поліпшення органолептичних властивостей. Очищення дистилляту від органічних сполук, тобто поліпшення органолептичних властивостей опрісненої води, проводять методом сорбції у процесі фільтрування крізь шар активованого вугілля. Коригування сольового складу води здійснюють додаванням чистих сольових реагентів або місцевих мінералізованих вод, зокрема морської.

Для дистильованої води, де необхідне лише додавання солей, можливе додавання CO_2 і насичення вапном за допомогою змішувача в потоку води і з доведенням рН до його рівноважної величини або навіть дещо вище. Приклад такої ремінералізації питної води можна показати на станції знесолення морської води у м. Манама (Бахрейн) продуктивністю 43 000 м³/добу (рис. 11.2). При цьому вуглецевий газ для ремінералізації на станцію надходить від установок дистиляції морської води. Інший приклад – станція «Asselseira» у м. Лісабон (Португалія) продуктивністю 500 000 м³/добу (рис. 11.3) з контактною коагуляцією на фільтрах.

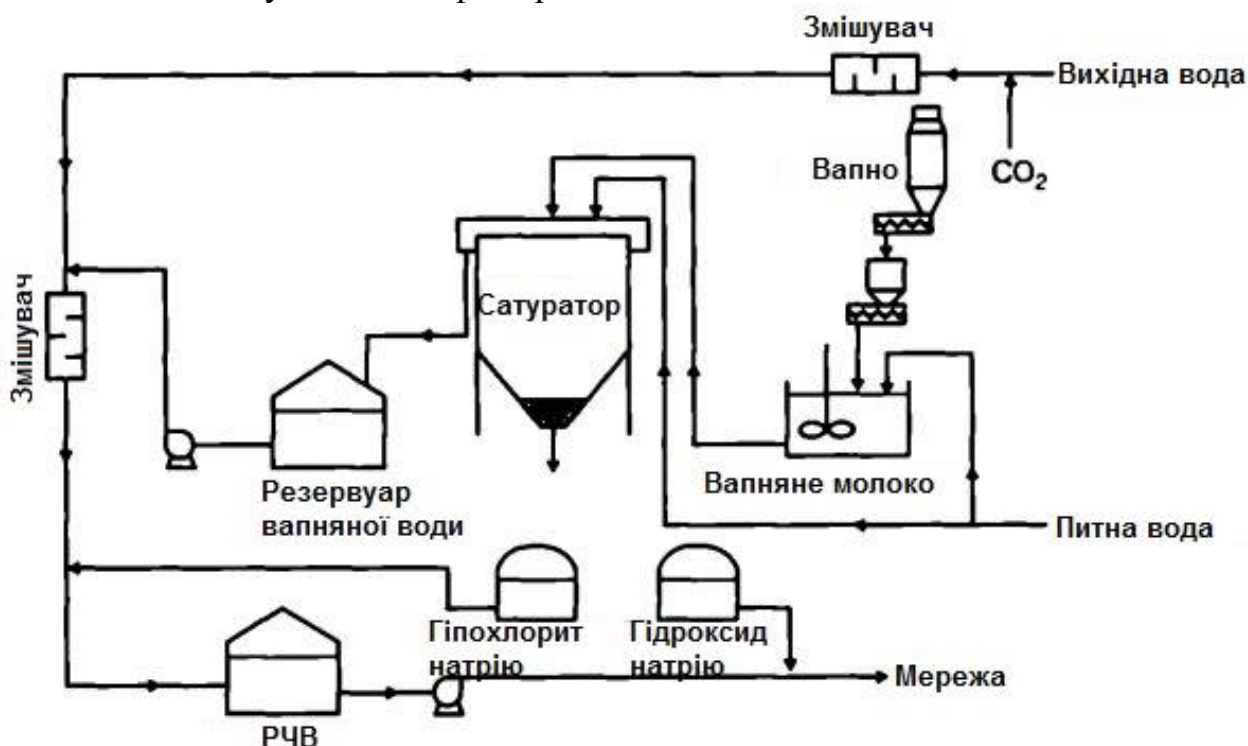


Рисунок 11.2 – Станція ремінералізації морської води «Alba»

Як домішку для мінералізації води використовують також підземні мінералізовані води. Здебільшого ці води не містять завислих речовин і стерильні за бактеріальним умістом. Проте під час контактування з водоводами вони забруднюються продуктами корозії, особливо за наявності у воді агресивної карбонатної кислоти та сірководню.

Під час змішування дистилату з мінералізованою водою прагнуть, щоб загальний солевміст питної води був на рівні, обумовленому санітарно-гігієнічними вимогами. Кратність розведення води визначається за такою формулою:

$$n = \frac{(C_m - C)}{(C - C_d)}, \quad (11.1)$$

де C_m і C_d – солевміст мінералізованої води і дистилату відповідно, г/дм³;

C – заданий солевміст опрісненої води (суміші), г/дм³.

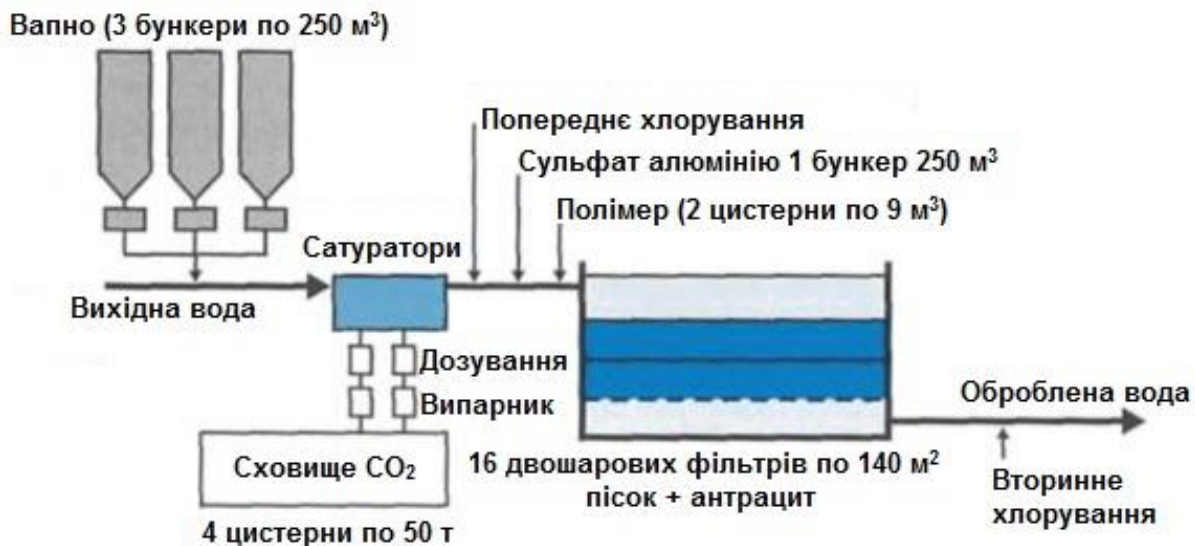


Рисунок 11.3 – Станція підготовки води з ремінералізацією

Витрату мінералізованої води і дистилату визначають за такими формулами:

$$q_m = \frac{Q}{n + 1}, \quad (11.2)$$

$$q_d = nq_m = \frac{nQ}{n + 1}, \quad (11.3)$$

де q_m і q_d – витрати мінералізованої води і дистилату відповідно, м³/год;

Q – витрата готової опрісненої води (суміші), м³/год.

Значного здешевлення опрісненої питної води досягають після коригування її сольового складу додаванням у дистилат вихідної морської води. Проведені дослідження свідчать, що додавання такої води виключає несприятливий вплив будь-яких мікроелементів.

Контрольні запитання

1. Для чого використовують дезодорацію води? Вміст яких домішок зумовлює запахи і присмаки у воді?
2. Які показники якості води належать до органолептичних?
3. Наведіть приклад аератора каскадного типу.
4. Які реагенти використовують на станціях водопідготовки для дезодорації води?
5. Наведіть приклад конструкції напірного вугільного фільтра.
6. У яких випадках застосовують коригування сольового складу води?
7. Дайте приклад схеми ремінералізації води.

СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Водопідготовка: навч. посіб. / В. В. Дорощенко, І. Г. Коцюба, Т. О. Єльнікова, О. І. Уваєва. – Житомир : Державний університет «Житомирська політехніка», 2020. – 153 с.
2. ДБН В.2.5–74:2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – Київ : Мінрегіон України, 2013. – 168 с.
3. ДБН В.2.5–74:2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – Київ : Мінрегіон України, 2013. – 134 с.
4. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. – Чинний від 02.01.2015. – Київ : Мінекономрозвитку України, 2014. – 28 с.
5. Запольський А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води / А. К. Запольський. – Київ : Вища школа, 2005. – 671 с.
6. Іванченко Л. В. Хімія і технологія води : навч. посіб. / Л. В. Іванченко, В. Я. Кожухар, В. В. Брем. – Одеса : Екологія, 2017. – 208 с.
7. Інтенсивні технології в аквакультурі / Р. В. Кононенко, П. Г. Шевченко, В. М. Кондратюк, І. С. Кононенко. – Київ : ЦНЛ, 2019. – 410 с.
8. Кононцев С. В. Екологічна біотехнологія очищення стічних вод та культивування кормових організмів : монографія / С. В. Кононцев, Л. А. Саблій, Ю. Р. Гороховська. – Рівне : НУВГП, 2011. – 156 с.
9. Нові високоефективні методи очищення води від розчинних та нерозчинних поллютантів : монографія / І. М. Трус, В. В. Галиш, М. І. Скиба [та ін.]. – Київ : Кондор, 2022. – 272 с.
10. Обробка технологічних рідин та стічних вод : навч. посіб. / С. С. Рижков, К. В. Луняка, В. С. Самохвалов, С. М. Литвак. – Київ : Гельветика, 2021. – 316 с.
11. Орлов В. О. Водоочисні фільтри з зернистою засипкою / В. О. Орлов. – Рівне : НУВГП, 2005. – 163 с.
12. Орлов В. О. Водопостачання та водовідведення : підручник / В. О. Орлов, Я. А. Тугай, А. О. Орлова. – Київ : Знання, 2011. – 360 с.
13. Орлов В. О. Технологія підготовки питної води : навч. посіб. / В. О. Орлов, А. М. Орлова, В. О. Зошук. – Рівне : НУВГП, 2010. – 176 с.
14. Петрук В. Г. Технології захисту навколишнього середовища. Ч. 2. Методи очищення стічних вод / В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, Р. В. Петрук. – Київ : Гельветика, 2019. – 298 с.

15. Реконструкція і інтенсифікація споруд водопостачання та водовідведення : навч. посіб. / О. А. Василенко, П. О. Грабовський, Г. М. Ларкіна [та ін.]. – Київ : КНУБА, 2007. – 299 с.

16. Степова О. В. Технології захисту водного середовища : навч.-метод. посіб. / О. В. Степова, Г. Г. Трохименко. – Полтава : НУ «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», 2022. – 306 с.

17. Технологія та обладнання одержання питної та технічної води : фізико-хімічні основи і алгоритми розрахунків процесів водопідготовки / Н. М. Толстопалова, А. Л. Концевой, І. В. Косогіна, С. А. Концевой ; Київський політехнічний університет імені Ігоря Сікорського. – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. – 130 с.

18. Шадура В. О. Водопостачання та водовідведення : навч. посіб. / В. О. Шадура, Н. В. Кравченко. – Рівне : НУВГП, 2023. – 385 с.

Електронне навчальне видання

СИРОВАТСЬКИЙ Олександр Анатолійович,
КАРАГЯУР Андрій Степанович

**ПЕРСПЕКТИВНІ НАПРЯМКИ
ВДОСКОНАЛЕННЯ ВОДНИХ ТЕХНОЛОГІЙ**

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

*(для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти всіх форм навчання
зі спеціальності G19 – Будівництво та цивільна інженерія, освітня програма
«Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології»)*

Відповідальний за випуск *Г. І. Благодарна*
Редактор *Б. О. Хільська*
Комп'ютерне верстання *О. А. Сироватський, І. В. Волосожарова*

План 2025, поз. 258Л

Підп. до друку 20.01.2026. Формат 60 × 84/16.
Ум. друк. арк. 7,4.

Видавець і виготовлювач:
Харківський національний університет
міського господарства імені О. М. Бекетова,
вул. Чорноглазівська, 17, Харків, 61002.
Електронна адреса: office@kname.edu.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:
ДК № 8386 від 14.07.2025.