

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

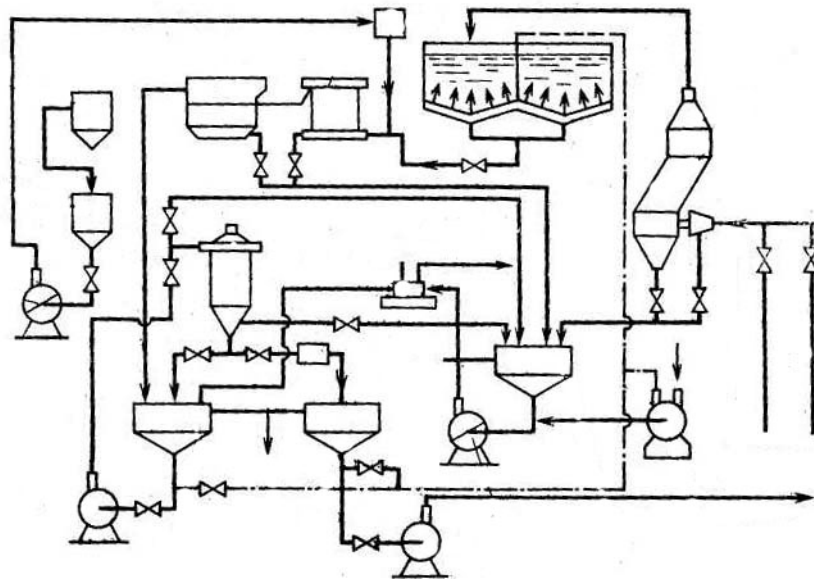
ХАРКІВСЬКА НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

З ДИСЦИПЛІНИ

"СПЕЦКУРС ЗА ТЕМАТИКОЮ МАГІСТЕРСЬКОЇ РОБОТИ"

(для студентів 5 курсу денної форми навчання
спеціальності 8.092601 – «Водопостачання і водовідведення»)



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ХАРКІВСЬКА НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

З ДИСЦИПЛІНИ

"СПЕЦКУРС ЗА ТЕМАТИКОЮ МАГІСТЕРСЬКОЇ РОБОТИ"

(для студентів 5 курсу денної форми навчання
спеціальності 8.092601 – «Водопостачання і водовідведення»)

Харків – ХНАМГ – 2008

Конспект лекцій з дисципліни "Спецкурс за тематикою магістерської роботи" (для студентів 5 курсу денної форми навчання спеціальності 8.092601 – «Водопостачання і водовідведення») / Авт: К.Б.Сорокіна. – Харків: ХНАМГ, 2008. – 143 с.

Автор: К.Б.Сорокіна

Рецензент: доц. Л.В.Крамаренко

Рекомендовано кафедрою водопостачання, водовідведення і очищення вод, протокол № 7 від 19.02.2008 р.

ЗМІСТ

	Стор.
ВСТУП.....	4
ЗМ 1.1. СПЕЦІАЛЬНІ МЕТОДИ ВОДОПІДГОТОВКИ.....	6
ТЕМА 1. Застосування спеціальних методів підготовки води для питного та технічного користування.....	6
ТЕМА 2. Теоретичні передумови магнітної водопідготовки.....	27
ТЕМА 3. Апаратурне оформлення та практика використання активаторів ре- агентів.....	40
ТЕМА 4. Застосування електрохімічних методів очистки води.....	50
ЗМ 1.2. АНАЛІЗ ТЕНДЕНЦІЙ РОЗВИТКУ ПРОГРЕСИВНИХ ТЕХНОЛОГІЙ В ОБЛАСТІ ПРОЕКТУВАННЯ ТА РОЗРАХУНКУ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ.....	62
ТЕМА 1. Методи покращення фізико-хімічних умов процесів очищення во- ди.....	62
ТЕМА 2. Методи забезпечення ефективної роботи очисних споруд систем водопостачання.....	80
ТЕМА 3. Методи забезпечення ефективної роботи очисних споруд систем водовідведення.....	98
ТЕМА 4. Техніко-економічний розрахунок водопровідної мережі.....	123
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	142

ВСТУП

Предметом вивчення дисципліни «Спецкурс за тематикою магістерської роботи» є теорія фізико-хімічних методів обробки природних і стічних вод, методика техніко-економічних розрахунків мереж водопостачання та водовідведення населених міст і пром підприємств..

Метою вивчення дисципліни є підготовка фахівця, який володітиме знаннями і вміннями, пов'язаними з проведенням досліджень щодо сучасних методів вирішення питань проектування і розрахунку систем водопостачання та водовідведення, технології очистки природних і стічних вод, експлуатації систем з метою впровадження прогресивних ресурсозберігаючих технологій у галузі водопостачання і водопідготовки.

Основними завданнями дисципліни є формування у студентів знань та вмінь, необхідних для виконання професійних завдань із спеціальності «Водопостачання та водовідведення».

Основними завданнями, що мають бути вирішені у процесі викладення дисципліни, є теоретична і практична підготовка студентів з таких питань:

- характеристика і сфера застосування систем і схем водопостачання і водовідведення населених пунктів, житлових і промислових об'єктів;
- аналіз і вибір оптимальних проектних, технічних та господарських рішень у галузі водопостачання населених пунктів і промислових підприємств, очистки природних та стічних вод;
- шляхи вирішення проблем підвищення технічного рівня водогосподарських об'єктів та ефективності їх роботи на основі сучасних досягнень науки й техніки та передового досвіду із забезпеченням раціонального використання водних, земельних і енергетичних ресурсів та охорони навколишнього середовища.

Для підготовки магістра на рівні знань у програмі навчальної дисципліни «Спецкурс за тематикою магістерської роботи» передбачений цикл лекцій у поєднанні із самостійною роботою студентів. Рівень знань студентів підвищується при самостійній роботі, яка забезпечена консультаціями викладача. Завдання на самостійну роботу видаються у ході лекцій і консультацій.

Враховуючи, що навчальна дисципліна «Спецкурс за тематикою магістерської роботи» викладається студентам 5 курсу, важливо, щоб у ході проведення лекцій весь навчальний матеріал узгоджувався з раніше одержаними знаннями з курсів «Фізична хімія», «Хімія води», «Мікробіологія», «Масопередача», «Технологія очистки природних і стічних вод», «Технологія очищення водно-дисперсних систем».

Поточний контроль знань студентів здійснюється за допомогою тестування за темами змістових модулів. Підсумковий звіт з дисципліни виконується у формі заліку.

У ході вивчення дисципліни студенти повинні використовувати літературу й довідкові видання з питань водопостачання, водовідведення та покращення процесів очистки та якості води.

ЗМ 1.1. СПЕЦІАЛЬНІ МЕТОДИ ВОДОПІДГОТОВКИ

ТЕМА 1. *Застосування спеціальних методів підготовки води для питного та технічного користування*

1. Характеристика якості води, отриманої після очищення різними способами водопідготовки.
2. Видалення з води специфічних токсичних забруднень.
3. Особливості радіаційної технології очищення води.
4. Очищення води від радіоактивних елементів.
5. Доочистка стічних вод для технічного водопостачання.
6. Очищення шахтних вод.
7. Підготовка води для штучного збагачення запасів підземних вод.

1. Характеристика якості води, отриманої після очищення різними способами водопідготовки

Якість господарсько-питної води, отриманої за «традиційною» технологією. Станції, на яких очищують господарсько-питну воду переважно із поверхневих водних джерел, були спроектовані й побудовані близько 40-50 років тому. Вихідна вода мала підвищені каламутність, кольоровість і незначне бактеріальне забруднення. Тому «традиційна» технологія звичайно передбачала коагулювання з використанням відстоювання чи фільтрування (інколи відстоювання з наступним фільтруванням на піщаних чи вугільних фільтрах) і знезараження переважно хлоруванням. Ця технологія із незначними удосконаленнями здебільшого застосовується й сьогодні. Проте якість вихідної води із поверхневих джерел останнім часом істотно погіршилася. У ній внаслідок змивання з сільськогосподарських угідь ґрунту значно підвищився вміст біогенних елементів, зокрема нітратів, фосфору і калію, а також пестицидів, важких металів та інших речовин. Тому в більшості випадків після коагулювання та фільтрування з наступним хлоруванням зазначені забруднювачі не вилучаються до меж, установлених державним стандартом на питну воду. Крім того, поява багатьох органічних речовин і хлорування води зумовлюють утворення нових, ще токсичніших речовин, наприклад діоксину. Тому потрібне істотне вдосконалення «традиційної» технології із застосуванням спеціальних прийомів – зворотного осмосу, електродіалізу, дистиляції, йонного обміну або комбінування вказаних методів. У деяких випадках слід зменшити вміст фтору, зм'якшити воду, видалити надлишковий вміст заліза, марганцю, радіонуклідів та інших небажаних домішок, що досягається застосуванням **спеціальних способів** обробки води.

Якщо спостерігається дефіцит прісної води, високомінералізовану воду опріснюють чи знесолюють із застосуванням дистиляції, зворотного осмосу, електродіалізу, екстракції, виморожування тощо. Опріснення призводить до істотного ускладнення технології водопідготовки, збільшення собівартості питної води та значної зміни її якості. Щоб забезпечити високу якість питної води, потрібно провести *кондиціонування*, тобто забезпечити необхідний її хімічний склад, органолептичні й бактеріологічні властивості. Отже слід провести стабілізаційну обробку води перед подаванням її споживачеві.

Якість води, отриманої дистиляцією. Дослідження дистиляційного опріснення високомінералізованої води свідчать, що якість дистиляту значною мірою залежить від складу вихідної солоної води, ефективності її попереднього очищення і роботи самих опріснювачів. Випаровування води в установках миттєвого закипання відбувається за температури 101-108°C, а в останніх ступенях, що знаходяться під вакуумом, - за температури 35-45°C. Пара, що утворюється за цих умов, майже не містить солей. Тому під час її конденсації отримують дистилят із дуже низькою мінералізацією. Наявність невеликої кількості солей пояснюється крапельним виносом із сепараторів випарних апаратів або надходженням солоної води внаслідок негерметичності теплообмінників. Тому в дистиляті бувають значні коливання деяких компонентів.

Отриманий дистилят має невелику жорсткість – близько 0,15 ммоль/дм³, тобто він належить до дуже м'яких вод. За такої малої буферності середовища значення рН дистиляту коливаються в межах 6,2-8,2 і згідно з прийнятною класифікацією така опріснена вода є слабкокислою.

Унаслідок температурного розкладання гідрокарбонатів у випарних апаратах утворюється значна кількість карбонатної кислоти. Більша її частина видаляється за допомогою парових ежекторів або спеціальних здувок. В опрісненій воді залишається 0,8-4,8 мг/дм³ CO₂, внаслідок чого вона має певну корозійну активність. Концентрація агресивної карбонатної кислоти в дистиляті непостійна, оскільки залежить від режиму роботи опріснювачів.

Важливе санітарне значення має вміст у дистиляті деяких мікроелементів, особливо бромі і бору. Під час термічної дистиляції вони концентруються звичайно у розсолі. У дистиляті їх залишається відповідно до 3,5 і 1,2%. Проте концентрація бромі є все-таки вищою за ГДК для питної води (0,2 мг/дм³). Концентрація фтору, навпаки, є значно меншою, ніж за нормою.

Наявність у вихідній воді планктону та продуктів його розкладання сприяє утворенню у випарних апаратах летких органічних сполук. Випаровуючись із водяною парою, вони надають дистиляту неприємного запаху й присмаку. Тому дистилят має низьку органолептичну якість. Феноли також переганяються з водяною парою, тому близько 20% їх, що містяться в морській воді, потрапляють у дистилят. Токсикологічними дослідженнями встановлено, що за тривалого вживання дистилят негативно впливає на організм тварин і людини, зумовлюючи порушення водно-сольового обміну, внаслідок чого спостерігаються негативні зміни в травному каналі й гіпофізарно-адреналовій системі.

Мікробіологічними дослідженнями доведено повну стерильність; дистиляту, який має колі-індекс 3 і колі-титр 333, що відповідає вимогам державного стандарту на питну воду. Проте в аварійних ситуаціях (коли пошкоджуються нагрівні труби) у дистилят може потрапляти морська вода, внаслідок чого збільшується солевміст дистиляту до 200 мг/дм³, а колі-індекс при цьому зростає до 20 і більше. Тому дистиляційне опріснення хоча і характеризується бактерицидною дією, проте не є достатньо надійним способом знезараження води. Дистилят за умови використання його в господарсько-питному водопостачанні потрібно обов'язково кондиціонувати. Крім того, потрібно проводити стабілізацію

і зниження температури, доочищення від органічних речовин, корекцію сольового і мікроелементного складу і знезараження.

Якість води, отриманої зворотним осмосом. Характерною особливістю опріснення води зворотним осмосом є не тільки висока його ефективність, а й значний ступінь очищення води від органічних домішок і мікроорганізмів (до 93-98%). У разі використання високоселективних мембран (понад 98% за вмістом хлорид-йонів) вміст високомолекулярних органічних речовин в очищеній воді може зменшуватися в кілька десятків разів.

Спосіб зворотного осмосу є ефективним для опріснення мінералізованих вод із концентрацією солей до 15 г/дм³. У процесі опріснення води з більшою мінералізацією мембранний процес має бути багатоступінчастим для забезпечення потрібної мінералізації води, що значно підвищує його вартість і робить менш ефективним порівняно з іншими способами демінералізації.

Опріснення води із загальною мінералізацією до 10 г/дм³ способом зворотного осмосу дає змогу отримати опріснену воду, яка за фізико-хімічними показниками якості відповідає вимогам питної води. Так, загальна мінералізація у ній становить менше 1 г/дм³, вміст хлоридів – 60-180 мг/дм³, сульфатів – 140-260 мг/дм³, жорсткість - 1,7-3,1 ммоль/дм³, окислюваність - 0,7-2,6 мг О₂/дм³. У процесі зворотноосмотичного опріснення очищення від мікроелементів становить, %: для фтору - 88-92, бром - 70-80, бор - 30-35. За вмістом загального числа бактерій опріснена вода здебільшого відповідає вимогам державного стандарту на питну воду. Проте в деяких випадках кількість бактерій групи кишкової палички (колі-індекс) перевищує санітарні норми, тому для повного знезараження води потрібно проводити її хлорування.

Якість води після опріснення електродіалізом. Вода, опріснена електродіалізом, характеризується істотним зменшенням загальної мінералізації, вмісту хлоридів, сульфатів і кальцію. Спостерігається деяке зменшення біологічно активних мікроелементів, зокрема фтору, бром - і бор. Після електродіалізаторів прісна вода має такий склад, мг/дм³: загальна мінералізація – 600-900; хлориди – 230-470; сульфати - 100-480; фтор - 0,6-0,9; бор - 0,6-2,1, бром - 1,1-1,4. Отже концентрація бор - і бром значно перевищують величини ГДК.

У процесі електродіалізу вода значно очищується від домішок органічних речовин. Вміст нафтопродуктів зменшується на 50%, поверхнево-активних речовин - в 2-3 рази, канцерогенних сполук - на 40-50%. Ефективність вилучення органічних речовин знаходиться у прямій залежності від тривалості опріснення, мінералізації, якості вихідної води й густини струму. Однак тривала експлуатація йонітових мембран погіршує якість опрісненої води.

Мікробіологічні показники води в багатьох випадках погіршуються внаслідок вторинного забруднення і розмноження мікрофлори у відкладеннях на мембранах, прокладках тощо. Тому воду, опріснену електродіалізом, потрібно обов'язково знезаражувати. Характерною особливістю опрісненої електродіалізом води є накопичення в ній гідрокарбонат-йонів. Якщо електродіаліз здійснюють за низьких значень рН, то в ділюаті утворюється малодисоційована карбонатна кислота, переважно в агресивному стані.

Тому воду, опріснену електродіалізом, можна рекомендувати для промислово-технічного водопостачання. За умови зменшення в ній бору і бромиду до гігієнічно допустимого рівня після додаткового оброблення її можна використовувати і для господарсько-питного водопостачання.

2. Видалення з води специфічних токсичних забруднень

Видалення з води цинку, міді, миш'яку, фенолів і нітратів

Миш'як з води видаляють соосадженням із гідроксидом заліза (III), наприклад, при обробці води хлоридом або сульфатом заліза (III) з підлужуванням і продуванням повітрям. Органічні сполуки миш'яку таким чином віддаляються важче, тому їх заздалегідь рекомендується окислювати хлором.

Цинк видаляють осадженням у вигляді гідроксиду при підлужуванні води вапном або у вигляді карбонату при підлужуванні содою.

Мідь також видаляють з води при підлужуванні або фільтруванні через фільтр, завантажений магномасою.

Для видалення з води *фенолів* використовують в основному озонування, сорбцію на активному вугіллі і хлорування води великими дозами.

Мідь, цинк, молибден, миш'як, нітрит і нітрати можна видаляти з води фільтруванням через іонітні фільтри. Видалення міді і цинку можна здійснювати зворотним осмосом, при цьому їх вміст знижується на 98-99%.

Для видалення з води *миш'яку, свинцю, ртуті, фенолів* застосовують активне вугілля дозами 2-7 мг/дм³, при цьому залежно від рН можна досягти 75% видалення свинцю, 90% цинку.

Видалення з води *селену і стронцію* рекомендується проводити сорбцією на свіжоутворюваному гідроксиді заліза (III), який для невеликих продуктивностей можна одержувати в електролізерах із залізними анодами.

Надійним методом видалення з води *нітратів* є іонний обмін. Дослідження Г.І.Ніколадзе показали, що для цього можна використовувати аніоніти АВ-17-8С або ЕДУ-10П, які залежно від якості вихідної води слід застосовувати в Cl^- , OH^- або SO_4^{2-} формі.

Проте використання вказаних іонітів пов'язане з тим, що їх обмінна ємкість витрачатиметься і на видалення з води інших аніонів, а не тільки іонів нітратів. У цьому плані переважним є застосування селективних відносно нітратів аніонітів, наприклад, ОП-102. Він має майже вдвічі більшу обмінну здатність щодо нітратів, ніж вищезгадані аніоніти. Його застосування для підземних вод із концентрацією нітратів до 290 мг/дм³ показало добрі результати.

Очищення води від синтетичних поверхнево-активних речовин (ПАР)

Очищення води, забрудненої ПАР, можна проводити фізико-хімічними і біохімічними методами. Дуже ефективний метод коагуляції із застосуванням як коагулянту солей цинку. При використанні звичайних коагулянтів вміст поверхнево-активних речовин зменшується тільки на 20-30%. Сумісне застосування коагуляції і сорбції на активному вугіллі забезпечує майже повне вилучення ПАР з води.

Рекомендована технологічна схема глибокого очищення природної води від ПАР включає коагуляцію сірчаноокислим алюмінієм з оптимальною дозою,

необхідною для часткового видалення ПАР, відстоювання, фільтрування на піщаних фільтрах, сорбцію на вугільних фільтрах. Результати дослідів з видалення ПАР сорбцією активним вугіллем показують, що на сорбційних фільтрах можна добитися зниження концентрації ПАР у воді до $0,1 \text{ мг/дм}^3$ (при вихідній концентрації $1,0\text{-}1,5 \text{ мг/дм}^3$), тобто до величини нижче за ГДК.

Очищення води від алкілбензолсульфонатів (АБС) може бути досягнуте окисленням озоном або діоксидом хлору, сорбцією активним вугіллем або бентонітом, а також пластівцями гідроксиду алюмінію або заліза. При введенні у воду сірчаноокислого алюмінію або хлорного заліза ($100\text{-}120 \text{ мг/дм}^3$) і освітленні води відстоюванням і фільтруванням вміст АБС знижується з 10 до $2\text{-}2,5 \text{ мг/дм}^3$ або з 3 до $0,5\text{-}0,6 \text{ мг/дм}^3$. Процес видалення АБС коагуляцією потрібно проводити при значенні рН 5. При підвищенні величин рН знижується ефективність даного процесу. Глибше видалення АБС досягається введенням у воду порошкоподібного активного вугілля або фільтруванням води через шар гранульованого активного вугілля.

У процесі фільтрування води через вугільне завантаження, заздалегідь профільтроване через пісок, відбувається механічне забруднення вугілля завислими речовинами, що знижує продуктивність вугільних фільтрів. Для видалення забруднень слід періодично проводити промивку завантаження з інтенсивністю $8\text{-}10 \text{ л/(с}\cdot\text{м}^2)$, розширення шару при цьому досягається в 40-50%, необхідна тривалість промивки 10-15 хв.

Слід зазначити, що у зв'язку із забрудненістю вододжерел, особливо органічними речовинами неприродного походження, вугільні фільтри, включені в загальну схему очисних споруд, здатні бути автоматично діючим бар'єром для проникнення в очищену воду органічних забруднень. Тому заслуговує на увагу все більше вживаний метод заміни верхнього шару піску в освітлювальних фільтрах гранульованим активним вугіллем, яке одночасно служить і для затримання суспензії з води, що пройшла через відстійники, і для сорбції органічних забруднень. Вугілля піддають 1-2 рази на добу водяній або водоповітряній промивці і в міру необхідності (через 30-90 днів) термічній регенерації у спеціальних печах для відновлення сорбційної здатності.

Видалення з води пестицидів, гербіцидів, іхтоцидів та інших речовин

Хімічні речовини, використовувані як *пестициди*, належать до різних класів органічних сполук. У сільському господарстві найширше використовують як пестициди в боротьбі з шкідниками зернових і овочевих культур, плодових дерев, лісових насаджень фосфор- і хлорорганічні сполуки. Останнім часом все більше застосування знаходять похідні тіо- і дитіокарбамінової кислот. Для знезараження насіння від збудників ряду хвороб використовують ртутьорганічні сполуки. Застосовують також гетероциклічні сполуки з трьома гетероатомами в циклі (симазин), похідні феноксиуксусної кислоти. Пестициди, що потрапляють у воду, не тільки погіршують її смакові якості, впливаючи на органолептичні властивості води прямо або побічно, порушуючи біологічну рівновагу водоймищ, але й негативно впливають на ряд життєво важливих функцій, людського організму.

Для видалення більшості із застосовуваних пестицидів схема освітлення і знебварвлення води з використанням коагулянтів неефективна, оскільки видаляються при цьому тільки завислі речовини і колоїдні частинки хлорорганічних пестицидів. *Перспективними методами*, які можуть бути покладені в основу розробки технологічних схем видалення пестицидів з води, є адсорбція на неполярних сорбентах, окислення і іонний обмін.

Хлор, перманганат калія і озон в дозах до 10 мг/дм^3 не окислюють ДДТ, гексахлоран, ендрин, дильдрин, тіофос, хлорофос і карбофос до нетоксичних сполук. Звичайні методи обробки води (коагуляція - відстоювання - фільтрування) знижують вміст у воді гексахлорану на 8-10%, дильдрину - на 50, ДДТ - на 90, ельдрину - на 35, тіофоса - на 20%.

Активне порошкоподібне вугілля, введене у воду перед відстійниками, знижує вміст в ній вказаних вище пестицидів до безпечних меж, проте його витрата досягає 10-15 міліграм на 1 мкг пестициду, що міститься в оброблюваній воді. Фільтруванням води через шар активного гранульованого вугілля вдається знизити вміст пестицидів у воді до $0,1 \text{ мкг/дм}^3$ (їх видалення складає близько 99%).

При введенні в схему як методу видалення пестицидів окислення у кожному окремому випадку разом з визначенням ефективності процесу видалення з води основної речовини слід знати природу проміжних і кінцевих продуктів, мати санітарно-токсикологічну оцінку методу, оскільки при цьому не виключено утворення токсичних сполук. Так, невеликими дозами хлору ($0,5 \text{ мг/дм}^3$) достатньо легко руйнується хлорорганічний пестицид альдрин, утворюючи більш токсичну речовину дильдрин. Інші хлорпохідні вуглеводні або зовсім не взаємодіють з хлором, або реагують з ним дуже слабко. Не руйнуються хлорорганічні пестициди (окрім альдрину і гентахлору) і озоном в дозах, звичайно вживаних у практиці водопідготовки. Добре видаляються хлорорганічні пестициди активованим вугіллям. Пестициди добре видаляються з води на іонообмінних фільтрах. Найбільш перспективними сорбентами для видалення пестицидів є сильноосновні аніоніти типу АВ-17.

Адсорбція з розбавлених водних розчинів добре розчинних гідрофільних сполук, таких, як фосфорорганічні препарати, вимагає високих доз вугілля. У той же час дія окислювачів на фосфорорганічні пестициди в більшості випадків може забезпечити їх руйнування у воді.

Для видалення сполук ртуті з розчинів широко використовують іонообмінні, смоли - сильноокислотний катіоніт КУ-2 (обмінна ємкість $5,1 \text{ мг-екв/дм}^3$) і сильноокислотний КБ-4П-2 (9 мг-екв/дм^3).

3. Особливості радіаційної технології очищення води

Радіацією або *іонізуючим випромінюванням* називають короткохвильове електромагнітне випромінювання – рентгенівські й γ -промені, електрони, протони, нейтрони, α -частки і ядра віддачі, а також швидкі нейтрони. Джерелом випромінювання найчастіше є радіоактивний ^{60}Co , розпад якого супроводжується викидом β -часток і γ -квантів, що володіють енергією. Період напіврозпаду ^{60}Co – 5,3 роки, час використання у промисловій установці звичайно досягає

10 років. Як інше джерело іонізуючих випромінювань може бути використаний ^{137}Cs .

Накопичений до теперішнього часу експериментальний матеріал дозволяє виявити різні області застосування випромінювань в обробці води. Відомі наступні **ефекти опромінювання водних розчинів** неорганічних і органічних речовин (включаючи живі мікроорганізми):

1) хімічні перетворення органічних і неорганічних молекул (деградація одних сполук і утворення інших, поява нових функціональних груп, зміна ступеня окислення);

2) зміна стану колоїдних частинок і суспензій;

3) загибель мікроорганізмів.

Зміни складу і властивостей забрудненої води, пов'язані з цими основними ефектами, можна розглядати як кінцеву мету або як проміжні етапи очищення води від забруднень.

Якщо говорити про хімічну дію випромінювання, то можна зруйнувати органічні сполуки до перетворення їх в оксиди – воду, вуглекислий газ і солі. У цьому відношенні дія випромінювання аналогічна дії найсильніших хімічних окислювачів.

Дослідження в області радіаційного очищення дозволили виявити **можливі напрями використання радіаційної обробки** для очищення води:

1) руйнування органічних речовин у стічних і питних водах. Конкретною метою може бути загальне зниження вмісту органічних сполук, руйнування шкідливих або токсичних речовин, ослаблення забарвлення і запаху, зменшення піноутворення (окислення, дезодорація);

2) прискорення седиментації і поліпшення фільтрованості (коагуляція);

3) кондиціонування осадів після біологічного очищення стічних вод, метою якого є прискорення зневоднення осаду; побічний ефект радіаційної обробки осаду - його дезинфекція і дезодорація;

4) радіаційна дезинфекція стічних або питних вод (зnezараження, дегельмінтизація).

Залежно від складу оброблюваних вод і умов радіаційної обробки можна одержати переважання тих чи інших ефектів або їх комбінацію.

Найдетальніше вивчено радіаційне очищення від ПАВ, зокрема, від аніоноактивних ПАВ типу алкілбензолсульфонатів або алкіл-нафталінсульфонатів.

Дія опромінювання на такі характеристики стічних вод, як ХПК і БПК, не завжди однакова. При опромінюванні розчинів щодо легкоокислюваних продуктів ХПК зменшується із збільшенням поглинутої дози. Проте в разі опромінювання стічних вод, що містять суміші легко- і важкоокислюваних забруднень, може відбуватися і збільшення ХПК. Це обумовлено тим, що вже при порівняно невеликих дозах, що мало впливають на загальний ступінь окислення суміші, важкоокислювані компоненти в результаті протікаючих під дією випромінювання реакцій перетворюються на легкоокислювані продукти радіолізу. Аналогічне явище відмічене і відносно біологічної потреби кисню: БПК після опромінювання може і зменшуватися, і збільшуватися, залежно від біологічної окислюваності початкових забруднень.

У багатостадійному процесі біологічного очищення стоків застосування іонізуючих випромінювань підвищує ефективність всього процесу в цілому. При цьому установка може бути використана на стадіях:

- 1) попереднього очищення для переведення біонерозкладаних сполук в біорозкладану форму, селективної дії на один або групу компонентів стоку з метою переведення їх в осад і др.;
- 2) остаточного очищення;
- 3) одночасно на обох стадіях, а також для одночасної роздільної обробки твердо- і рідкофазної фракції стоку.

Економічні й технологічні характеристики процесу визначаються декількома чинниками:

- 1) початкова концентрація забруднення (повинна бути врахована також хімічна природа забруднення);
- 2) бажаний ступінь видалення забруднення;
- 3) витрата енергії на досягнення бажаного ефекту, тобто необхідна доза випромінювання;
- 4) умови проведення процесу;
- 5) характеристики і вартість джерела випромінювання;
- 6) необхідна продуктивність;
- 7) надійність конструкції радіаційної установки.

Апаратурне оформлення радіаційного очищення води.

Гамма-установки для очищення стічних вод.

Для очищення стічних вод оптимальними є конструкції «підземних» установок, в яких ґрунт виконує функції основного радіаційного захисту. При цьому забезпечується компактність і здешевлення конструкції, безпека експлуатації, зручність керування, а також можливість розміщення установки в безпосередній близькості від іншого (нерадіаційного) технологічного устаткування в будь-якому виробничому приміщенні.

Радіаційні установки (РУ) розрізняють за способом і матеріалом *радіаційного захисту*, який може бути сухим (свинець, сталь, бетон і ін.), водним і змішаним. Найбільш ефективний, надійний, а, отже, і переважний сухий спосіб захисту.

Забезпечення безпеки роботи на радіаційних установках не обмежується застосуванням радіаційного захисту. Установка, навіть найпростіша за конструкцією, забезпечена багатофункціональними системами сигналізації і блокування роботи відповідальних вузлів її і допоміжних механізмів. При цьому застосовується обов'язкове дублювання блокувань виконавчими механізмами, що діють на різній фізичній підставі. Основою будь-якої системи блокування є «блокування за дозою», тобто за перевищенням гранично допустимого рівня потужності дози в робочому приміщенні.

Перша промислова установка для радіаційного знезараження побутових стічних вод у безперервному режимі була створена і введена в експлуатацію фірмою "Енерджі системз" у березні 1970 р. в р. Палмдейле (США, штат Флоріда). Створенню установки передували чотирирічні попередні дослідження, з

яких 2,5 роки - на пілотній установці Технологічного інституту в Мельбурні (штат Флоріда).

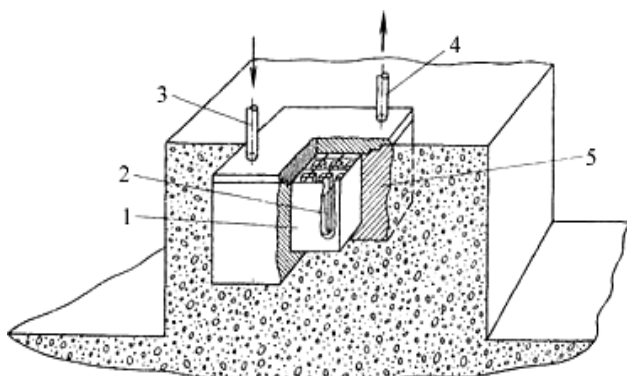


Рис. 1.1 - Гамма-установка фірми «Енерджи системз» (США):

1 – РХА; 2 – джерела ^{60}Co ; 3 – вхідний патрубок; 4 – вихідний патрубок; 5 – біологічний захист

Конструкційно установка є радіаційно-хімічним апаратом (РХА) прямокутного перерізу (рис. 1.1), розділеним вертикальними перегородками на канали, усередині яких розміщені шість стрижневих джерел ^{60}Co сумарною активністю 16 кКи. Завдяки такому розподілу джерел випромінювання в об'ємі РХА ККД по γ -випромінюванню досягає 90% (за даними фірми). Апарат з'єднується з технологічною лінією очищення стоків вхідним і вихідним патрубками. Роль радіаційного захисту виконують

металевий і бетонний блоки. Останній розміром 4,25 x 4,25 x 2,73 м виконаний із заздалегідь напруженого залізобетону.

Установка використовується в комплексі біологічного очищення стічних вод перед скиданням їх в річку. В результаті радіаційної дії дози 6,102 Дж/кг в стоці гине 99,9% кишкових паличок і руйнується близько 96% СПАР. Знезаражена вода після фільтрації через діатомову землю придатна для зрошування, а яка пройшла додатково через вугільний фільтр - відповідає стандартам США на питну воду.

У НІФХД ім. Л.Я.Карпова розроблена і введена в експлуатацію пілотна радіаційно-хімічна установка (РХУ) безперервної дії з опромінювачем активністю 13 кКи. Ця установка складається з таких основних вузлів: сховище-опромінювач з 20 відособлених труб-каналів, створюючих циліндровий опромінювач, і розміщених в ньому стандартних препаратів Co ; трисекційний рухомий циліндр, дві крайні секції якого є частиною біологічного захисту установки, а середня - порожниною для розміщення блокових об'єктів або знімного РХА; секторні затвори, що виконують функції захисту від випромінювання по зазору між трубою, напрямною і рухомих циліндром, а також функції механізму блокування переміщення рухомого циліндра; механізм переміщення рухомого циліндра.

Основними елементами технологічної лінії цієї установки є: два апарати, оснащені мішалками, барботерами і електронагрівачами; автоматичний перемикач технологічних рідко- і газофазних потоків золотникового типа; нагнітальний насос і радіаційно-хімічний апарат.

Виготовлена серія дослідно-промислових установок Гамматок-100, які конструкційно відрізняються наявністю зовнішнього щодо опромінювача РХА місткістю близько 400 л (що вдсятеро перевищує ємкість внутрішнього РХА). Застосування цього РХА дозволило підвищити ККД за гамма-випромінюванням до 40%. Установка Гамматок-100 розрахована на продуктив-

ність $65 \text{ м}^3/\text{доб.}$ при знезараженні біологічно очищених стічних вод (початкова зараженість 3107, кінцева - 3 бактерії на 1 дм^3).

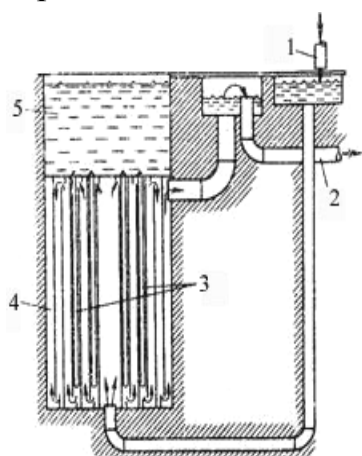


Рис. 1.2 - Гамма-установка для очищення стічних вод фірми «Вотер Пьюріфікейшн»:
1 – вхідний патрубок;
2 – вихідний патрубок;
3 – джерела ^{60}Co ; 4 – РХА; 5 – водний біологічний захист

Перспективність застосування радіаційного методу очищення промислових і побутових стічних вод зумовила інтенсифікацію розробки спеціалізованої радіаційної техніки. Спроековано велике число установок з різними джерелами випромінювання для реалізації процесів очищення в масштабах до десятків тисяч кубічних метрів за добу очищених стічних вод. Найбільш значні розробки фірми "Гебрюдер Зульцер" (Швейцарія), а також фірм США "Інтернейшнл Ньютроникс" і "Бечтел".

Спеціалізована фірма з очищення води "Вотер Пьюріфікейшн" (США) розробила ескізний проект (рис. 1.2) підземної установки з опромінювачем ^{60}Co у вигляді відособлених стрижнів, розподілених в робочому об'ємі РХА. Радіаційна безпека установки забезпечується змішаним радіаційним захистом – ґрунтом і водою. Завантаження опромінювача здійснюється через товщу води. Стічна рідина в РХА подається безнасосним методом за рахунок різниці гідравлічних висот на вході й виході.

Великий період напіврозпаду ізотопу ^{137}Cs (порівняно з ^{60}Co) привертає увагу проектувальників очисних споруд в Німеччині. Вони вважають, що ^{60}Co доцільно використовувати тільки в установках малої продуктивності, обслуговуючих район з 500-1000 будинків. Проектування оснащених опромінювачем ^{137}Cs гамма-установок передбачається перспективнішим.

Установки з прискорювачами електронів для очищення стічних вод

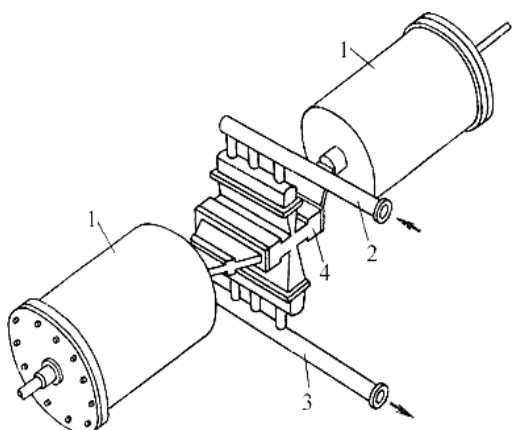


Рис. 1.3 - Загальний вигляд вузла прискорювача електронів для двостороннього опромінювання потоку рідини: 1 – прискорювач електронів; 2, 3 – вхід і вихід опромінюваного потоку; 4 – пристрій, що формує потік в зоні опромінювання

Прискорювач електронів - це електрична машина для перетворення потенційної енергії електричного поля в кінетичну енергію рухомих електронів. У цьому його основна відмінність від ізотопних джерел випромінювання. Прискорювач складається з джерела високої напруги і вакуумної частини, в якій одержувані на катоді електрони розганяються в електричному полі до високих енергій. Пучок електронів (діаметр у вакуумі $< 1 \text{ см}$) випускають в повітря через тонку металеву фольгу. За фольгою пучок розсіюється і набуває форми конуса. Для збільшення опромінюваної площі пучок сканують в одному або двох взаємно перпендикулярних напрямках (так звана розгортка).

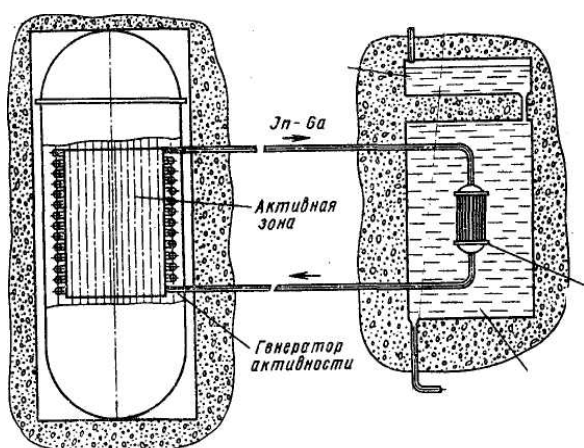


Рис. 1.4 - Принципова схема радіаційного контура для очистки стічних вод

Установки з радіаційними контурами ядерних реакторів для очищення стічних вод

Радіаційний контур (РК) - це джерело γ -випромінювання, дія якого заснована на тому, що в активній зоні ядерного реактора (або поблизу неї) розташовується генератор активності (рис. 1.4), а поза реактором в окремому захисті розташований опромінювач, сполучений з генератором комунікаціями. Все разом створює замкнуту систему (контур), де циркулює робоча речовина з

наведеним під дією нейтронів витоку ядерного реактора γ -випромінюванням. Як робочу речовину звичайно застосовують сплави, рідкі при звичайних температурах, в яких утворюються γ -випромінюючі нукліди з достатнім періодом напіврозпаду (близько годин) і відповідною енергією випромінювання. Одна з особливостей РК полягає в тому, що він прив'язаний до ядерного реактора, а, отже, прив'язаний до нього і відповідний РХА. Звичайно АЕС, ядерні реактори яких можна використовувати для створення РК, будують на достатньому віддаленні від крупних населених пунктів, які є основними "постачальниками" стічних вод. За потужністю РК цілком підходять для обробки великих об'ємів стічних вод.

4. Очищення води від радіоактивних елементів

Потрапляючи в природні води радіоактивні речовини бувають **природного і штучного походження**. Наявність у воді *природних* радіоактивних речовин обумовлена її зіткненням з мінералами, що містять радіоактивні ізомери ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , а також взаємодією з атмосферою, з якої у воду потрапляють продукти «космічного синтезу» елементів (^{14}C , ^{10}Be , ^3H). Ступінь радіоактивного забруднення води в цьому випадку звичайно невеликий. Розвиток ядерної енергетики і розширення області застосування радіоактивних ізомерів у різних галузях промисловості, науки, техніки, медицини пов'язаний з вірогідністю забруднення природних вод радіоактивними відходами. Найбільш небезпечними для людини і тварин є ізомери: стронцій-90, цезій-137, йод-131. Потрапляючи в організм, вони викликають важкі захворювання. Активність радіоактивних відходів зменшується тільки в результаті природного розпаду, що в разі ізомерів, які володіють тривалим періодом напіврозпаду, пов'язано з необхідністю здійснення контролю над радіоактивними відходами іноді протягом декількох сотень років. Радіоактивно забруднені води відрізняються великою різноманітністю радіоактивних елементів, що містяться в них. Кожний з цих елементів характеризується двома основними величинами: енергією радіоактивного випромінювання α , β , γ -променів і періодом напіврозпаду, тобто проміжком часу, протягом якого розпадається половина початкової кількості атомів. Гранично допус-

тимі концентрації деяких ізотопів у воді відкритих водоймищ показані в табл. 1.1.

Таблиця 1.1

<i>Ізотоп</i>	<i>ГДК, кюри/дм³</i>	<i>Ізотоп</i>	<i>ГДК, кюри/дм³</i>
Na ²⁴	$8 \cdot 10^{-9}$	Ag ¹⁰⁵ , Nb ⁹⁵	$3 \cdot 10^{-8}$
P ³²	$5 \cdot 10^{-9}$	Ce ¹⁴⁴ , Ca ⁴⁵ , Sr ⁸⁹ , Ru ¹⁰⁵	$3 \cdot 10^{-9}$
Ba ¹⁴⁰ , Cl ³⁶	$7 \cdot 10^{-9}$	I ¹³¹	$6 \cdot 10^{-10}$
K ⁴²	$6 \cdot 10^{-9}$	Cs ¹³⁷	$1 \cdot 10^{-9}$
Cr ⁵¹	$5 \cdot 10^{-7}$	Hg ¹⁹⁷	$9 \cdot 10^{-8}$
Mn ⁵²	$9 \cdot 10^{-9}$	Pb ²¹⁰	$1 \cdot 10^{-11}$
Au ¹⁹⁸ , Pr ¹⁴³ , Cd ¹¹⁵ , Fe ⁵⁹	$1 \cdot 10^{-8}$	Po ²¹⁰	$2 \cdot 10^{-11}$
Co ⁶⁰ , Mo ⁹⁹ , Pm ¹⁴⁷ , Cu ⁶⁴	$6 \cdot 10^{-8}$	Ra ²²³	$2 \cdot 10^{-10}$
U ²³⁵ , Sr ⁹⁰	$3 \cdot 10^{-8}$	Pu ²³⁹	$5 \cdot 10^{-11}$
Nd ¹⁴⁷ , Sr ⁹⁵	$2 \cdot 10^{-8}$	U ²³⁸	0,05 мг/л

Способи дезактивації води підрозділяють на:

- *фізико-хімічні* (дистиляція, осадження, коагуляція, флотація, фільтрування, сорбція, іонообмін, екстрагування, випаровування);
- *електролітичні* (електроліз, електродіаліз, електроіонізація);
- *біологічні*;
- *поєднання перерахованих способів*.

Відстоювання води застосовують як самостійний метод дезактивації, коли радіоактивні речовини завислі у воді або мають малий період напіврозпаду. Необхідний ступінь дезактивації води звичайно досягають при тривалому відстоюванні, рівному 10-20 періодам напіврозпаду радіоактивної речовини. При осадженні радіоактивних ізотопів у воду, що очищається, слід додавати в достатній кількості неактивні ізомери того ж елемента або інший елемент, що є ізоаморфним з радіоактивними мікрокомпонентами. Так видаляють, наприклад, радіоактивний йод.

Коагуляція, що проводиться на водоочисних комплексах для освітлення і знебарвлення води, дає великий і постійний дезактиваційний ефект при підвищених дозах реагентів, якщо радіоактивні речовини знаходяться в колоїдному стані або адсорбовані на природних грубодисперсних домішках; якщо ж радіоактивні речовини присутні в розчиненому стані, дезактивація води коагуляцією не досягає мети. При дезактивації коагуляцією утворюються і осідають нерозчинні сполуки в результаті взаємодії реагентів з радіоактивними елементами, а також утворюваними пластівцями радіоізотопи витягуються (соосаджуються) з води через адсорбцію і іонообмін. Ефект дезактиваційного процесу залежить від властивостей радіоактивних ізотопів, їх концентрації, вживаних коагулянтів, їх доз та інших чинників. Для дезактивації води рекомендуються *коагулянти*: сульфат алюмінію, сульфат і хлорид заліза(III), фосфати (тризаміщений фосфат натрію і однозаміщений фосфат калія), суміш вапна і соди з силікатом натрію, поліелектроліти.

Можлива схема реагентного очищення води показана на рис. 1.5. Вихідна вода накопичується в ємкостях і усереднюється, при необхідності

нейтралізується додаванням кислоти або лугу і подається в змішувач. Змішувач є зігнутою трубою, усередині якої встановлені перегородки, що створюють високу турбулентність потоку і, отже, добре перемішування води з реагентами. Реагенти дозуються у вхідну частину змішувача. Дозування, як правило, автоматизоване. Склад реагентів визначається прийнятою технологією обробки води. Із змішувача вода поступає в освітлювач, де відбувається її очищення. Осад разом із забрудненнями у вигляді пульпи (суспензії) віддаляється на захоронення, а очищена вода зливається в бак, звідки насосом прямує на подальшу обробку.

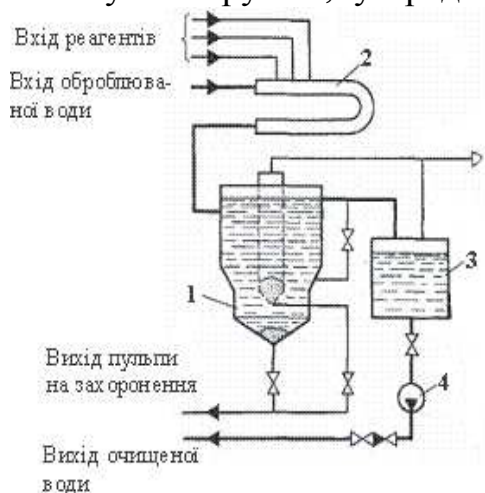


Рис. 1.5 - Схема очищення води з використанням методу соосадження:

1 – освітлювач; 2 – змішувач;
3 – бак; 4 - насос

Фільтрування води через піщані фільтри не є ефективним засобом видалення радіоактивних речовин, оскільки чистий кварцевий пісок володіє малою адсорбційною здатністю. Основна дезактиваційна дія фільтрів полягає у видаленні

радіоізотопів, захоплених пластівцями коагулянта, а також адсорбцією пластівцями коагулянта, глиною, органічними речовинами і мікроорганізмами, що відклалися в завантаженні фільтру. При дезактивації води на повільних фільтрах велике значення має поглинання радіоактивних речовин планктоном і мікроорганізмами біологічної плівки, що, як відомо, концентрують в своєму тілі радіоактивні речовини. Ефект видалення радіоактивних речовин фільтруючими матеріалами складає для кварцевого піску 72-89, для активованого глинозему - 94, деревного вугілля - 86, активного вугілля - 92 і глауконіту - 83%.

Вилучення з води радіоізотопів **сорбентами** є одним з найпоширеніших методів її дезактивації; в якості сорбентів використовують природні іонообмінники (глини, клинцит, гідроксиди, ґрунти, бентоніт та інші природні цеоліти і мінерали); штучні неорганічні сорбенти (на основі важкорозчинних солей титану, цирконію, гетерополікислот, синтетичні цеоліти, сілікагель, порошки металів); природні органічні сорбенти (торф, гумусові речовини, деревину, целюлозу, активне вугілля і т. п.).

Спосіб сорбції радіоактивних іонів на завислих речовинах або на активному вугіллі з подальшим їх осадженням є високоефективним: досягається видалення цезію і плутонію до 99%.

Забруднене активоване вугілля періодично розпушується промивною водою для зниження гідравлічного опору завантаження. Після виснаження сорбційної здатності вугілля видаляють на захоронення. Контролюють установку за вмістом масел до очищення і після нього.

Дезактивація води **коагуляцією, відстоюванням і фільтруванням** забезпечує зниження радіоактивності води на 50-70%. Ефективність дезактивації води значно підвищується застосуванням великих доз реагентів, оптимізацією коагулянтів, додаванням до води вапна або соди. Багатоступінчасте осадження вапном і содою є ефективним засобом при великих надлишках реагентів.

Для зниження вологовмісту і об'єму осадів, що утворюються при дезактивації води коагуляцією, і тим самим полегшення видалення і захоронення радіоактивних відходів рекомендується **флотація** гідроксидів різними флотоагентами (нафтові бензосульфофосфати, сульфатне мило). При однаковому ступені очищення об'єм осідання гідроксиду і час відділення його від розчину флотацією значно менші, ніж при коагуляції з відстоюванням. Концентрація виділених радіоактивних речовин досягається також застосуванням методу **пінної флотації**. Об'єм піни після її руйнування складає 0,01-0,1% початкового об'єму розчину. Високий ефект і велика селективність дії флотоагентів, простота експлуатації, концентрація виділених радіоактивних речовин в малому об'ємі роблять метод флотації одним з найбільш переважних при дезактивації великих об'ємів води, особливо при її малому солемісті. Недоліком його слід вважати можливу токсичність флотоагентів.

Спосіб **іонного обміну** є найбільш ефективним методом очищення слабоактивних маломінералізованих вод, заздалегідь звільнених від розчинених органічних речовин. Заснований цей метод на тому, що багато радіонуклідів знаходяться у воді у вигляді іонів або колоїдів, які при зіткненні з іоном також сорбуються фільтруючим матеріалом. Адсорбція радіоколоїдів на іонообмінних смолах має фізичний характер; ємкість смол по відношенню до колоїдів набагато нижча, ніж до іонів.

Коефіцієнт очищення збільшується приблизно в 10 разів при використанні іонітів у змішаному шарі (рівномірно перемішані катіоніт і аніоніт), тому останні ступені установок обладнують фільтрами із змішаним завантаженням.

Особливо ефективно сумісне Н-ОН-іонування, але відсутність селективних іонообмінних матеріалів призводить до того, що іонообмін може бути використаний лише для води з невеликим вмістом солей. Висока вартість іонітів складність їх регенерації, велика кількість радіоактивних відходів ускладнюють процес. Тому іонообмін рекомендується застосовувати на невеликих пересувних та індивідуальних установках, а також як завершальний етап дезактивації води як доповнення до вищерозглянутих методів. Фільтруючий матеріал не регенерується, а після виснаження віддаляється на захоронення і замінюється свіжим. При забрудненні фільтр промивають водою.

Дистиляція - один з найбільш надійних методів дезактивації води, коли радіоактивні речовини не летючі. За наявності у воді летючих радіоактивних речовин їх необхідно перед дистиляцією осадити або перевести в зв'язаний стан. Враховуючи, що при дистиляції радіоактивність конденсату зменшується в порівнянні з вихідною водою на чотири-п'ять порядків, сильно забруднену воду перегоняють двічі. Через високу вартість і низьку продуктивність дистиляторів цей метод застосовний переважно для очищення невеликих кількостей води. При очищенні води від радіоактивних речовин дистиляцією необхідно дотримувати наступні умови: через декілька годин роботи установки видаляти радіоактивний залишок води з котла-випарника; періодично очищати радіоактивний накип, що відкладається на стінках і паропроводах котла, піддавати утворювані відходи захороненню.

Зворотний осмос знаходить найбільше застосування при очищенні вод, що містять велику кількість розчинених солей і домішок у колоїдній формі. При цьому потрібна попередня обробка вод, оскільки мембрани «отруюються» колоїдними домішками.

Установка очищення води з використанням зворотного осмосу складається з окремих блоків, в кожний з яких входять бачок, насос і мембранний апарат. Для збільшення продуктивності установки блоки з'єднують між собою паралельно, а для збільшення коефіцієнта очищення - послідовно. Число паралельно включених блоків і послідовно включених ступенів буває різним і визначається продуктивністю установки, забрудненістю вихідної води і необхідним ступенем очищення.

Електродіаліз застосовують для витягання з води радіоактивних елементів в іонній формі. Основний недолік електродіалізу - необхідність попередньої коагуляції і фільтрування для видалення колоїдних і псевдоколоїдних форм радіоактивних ізотопів. Не зважаючи на високу вартість, недостатню міцність мембран, великі енергетичні витрати при електродіалізі сильно мінералізованих вод електродіалізні установки рекомендуються для дезактивації невеликих кількостей прісних і слабо мінералізованих вод.

Установка для очищення води електродіалізом є батареєю електродіалізних апаратів (або груп апаратів), включених паралельно. Кількість апаратів може бути досить великою і визначатися продуктивністю кожного, солевмістом вихідної води і необхідним ступенем очищення.

5. Доочистка стічних вод для технічного водопостачання

Доочистка стічних вод набула велику актуальність у зв'язку з безперервним збільшенням водоспоживання, утворенням великих кількостей стоків і створенням замкнутих систем водозабезпечення промислових підприємств. Великого значення набуває повторне використання очищених стічних вод для технічного водопостачання промисловості.

Для доочистки міських стічних вод застосовують методи фільтрування, флотації, сорбційний, окислення, комбінований, доочистку води в біологічних ставках та ін. Оскільки при доочистці велику кількість води піддають обробці, перевагу віддають пристроям і спорудам, які не потребують великого тиску і відрізняються простотою і надійністю, наприклад, мікрофільтри і відкриті фільтри із зернистим завантаженням.

Конструкції мікрофільтрів для доочистки стічних вод аналогічні барабанним ситам. Процес фільтрування біологічно очищеної води (видалення частинок активного мула і накопичення їх у фільтруючому завантаженні) близький до процесів, характерних для фільтрів систем водопостачання. Особливість доочистки стічних вод на фільтрах полягає у здатності завислих частинок мулу агломеруватися на поверхні завантаження і викликати сильну кольматацію її з утворенням шару осаду у верхньому фільтруючому шарі. Враховуючи цю обставину, розроблені конструкції фільтрів підвищеної брудомісткості з висхідним потоком і водоповітряною промивкою, завантажених щебенем крупністю 6,0-15,0 мм, аерованих керамзитових, каркасно-засипних, пінополіуретанових і

інших фільтрів, розрахунок і проектування яких ведуть відповідно до СНіП 2.04.02-84.

Ефективна доочистка стічних вод досягається в біологічних ставках і каналах з природною і штучною аерацією. Споруджують їх, як правило, проточними або циркуляційними. У літній час БПК_{повн} очищеної в ставку води досягає 5-6 мгО₂/дм³, а вміст завислих речовин - 15-30 мг/дм³. При цвітінні води ці показники погіршуються. У холодну пору року при тривалому перебуванні стічних вод в біологічному ставку БПК_{повн} знижується до 3-4 мгО₂/л, а вміст завислих речовин - до 10 мг/дм³.

При доочистці стічних вод з метою виділення жирів, нафти, нафтопродуктів, паперового волокна застосовують метод флотації, при цьому в основному знаходять застосування напірна флотація і флотація з механічним диспергуванням повітря. Найбільш ефективним методом видалення з очищених стічних вод залишкових розчинених органічних сполук, зокрема біологічно не окислюваних, є сорбція на активному вугіллі, яка дозволяє знизити концентрацію органічних сполук на 90-99%. Але, цей метод вимагає великих коштів і складний в експлуатації.

Для доочистки стічних вод застосовують окислювачі: хлор, оксид хлору (IV), перманганат калію та ін. З перерахованих окислювачів найбільш високу реакційну здатність і сильний бактерицидний ефект має озон. Так, для доочистки біологічно очищених стічних вод, що характеризуються кольоровістю 250-300 град і мають ХПК близько 200 мг/л, дослідженнями встановлено, що витрата озону для зниження кольоровості на 10 град складала 1,5 мг/л, а для зниження на 1 міліграм ХПК - 0,9 мг/л. Зниження кольоровості до 30-40 град зменшувало ХПК приблизно на 20%. Глибоке окислення органічних речовин (зниження ХПК на 40%) досягалося при витраті озону 2,25 мг/мг окисленої речовини. З викладеного видно, що озон є найбільш перспективним окислювачем у технології доочистки стічних вод.

Разом з відомою спільністю процесів доочистки побутових і виробничих стічних вод є й істотні відмінності, обумовлені різним складом фільтрованих суспензій. Стічні води промислових підприємств навіть після біологічного очищення містять значну кількість забруднень, характерних для різних виробництв, наприклад, ефіророзчинні речовини, масла, смолисті речовини, целюлозу, лігнін та ін., що впливають на механізм процесу фільтрування через зернисте завантаження і змінюють структуру відкладень більшою мірою, ніж забруднення побутових стічних вод. Властивості виробничих стічних вод після біологічного очищення не стають однаковими і впливають на вибір конструкції фільтрів, параметрів фільтруючого завантаження, напряму потоку рідини, умов відмивання завантаження, методу обробки промивної води і т.п.

При доочистці виробничих стічних вод рекомендується передбачати перед фільтрами установку барабанних сіток з розміром отворів 0,5-1 мм і розрахунковою швидкістю проціджування 40-50 м/(м² год). Швидкі фільтри застосовують з напрямом потоку зверху вниз і від низу до верху. Досвід експлуатації з доочистки стічних вод і вивчення конструкцій швидких фільтрів показують, що

разом з фільтрами з напрямом потоку від низу до верху перспективними конструкціями є фільтри з багатошаровим і грубозернистим завантаженнями. При фільтруванні зверху вниз слід застосовувати двошарові фільтри. Для кварцових фільтрів з подачею води зверху і знизу рекомендована швидкість фільтрування 5-7 м/год., для двошарових – 8-10 м/год. Фільтрування біологічно очищених виробничих стічних вод через зернисті фільтри дозволяє досягти зниження БПК_{повн} на 70-80%, ХПК на 30-40%, концентрації ефіророзчинних речовин на 40%, вмісту завислих речовин на 70-90%.

Промивку фільтрів виконують будь-якою водою при концентрації завислих речовин в останній не більше 20 мг/л. Інтенсивність промивки кварцових фільтрів з подачею води знизу і зверху при $d_c=1,43$ мм приймають 16-18 л/(м²·с), для двошарових – 14-16 л/(м²·с); тривалість промивки грубозернистих фільтрів – 6-8 хв., двошарових – 8-10 хв.; витрата промивної води – 3-4% від загальної кількості профільтрованої води. Для фільтрів з фільтруванням знизу передбачають водоповітряну промивку з наступним режимом: продування повітрям протягом 1-2 хв. з інтенсивністю 18-20 л/(м²·с), водоповітряна промивка протягом 8-10 хв. з інтенсивністю подачі води 3-4 л/(м²·с), потім промивка водою протягом 4-5 мин. з інтенсивністю 6-7 л/(м²·с). Фільтроцикл приймають: для кварцевих фільтрів з подачею води зверху при вихідній концентрації суспензії 15-20 мг/л - 12 год. і при 20-40 мг/л - 8 год., для фільтрів з подачею води знизу і двошарових при вихідній концентрації 15-20 мг/л - 24 год. і при 20-30 мг/л - 16 год.

Для промивки швидких фільтрів при подачі води знизу передбачають видалення повітря і розраховують місткість резервуарів промивної води і брудних вод від промивки фільтрів не менше, ніж на дві промивки. Крім того, при фільтруванні знизу необхідно передбачати заходи щодо насичення води киснем повітря і стабілізації швидкості фільтрування (коливання швидкості допускають не більше, ніж на $\pm 15\%$). Промивні води відстоюють протягом 2 год., потім її направляють в аеротенки, а осад – у споруди для обробки осаду. Один раз в 2-3 місяці фільтри промивають хлорною водою з концентрацією хлору 0,2-0,3 г/л. Тривалість контакту хлорної води із завантаженням повинна складати не менше 20-24 год.

6. Очищення шахтних вод

Під шахтними водами прийнято розуміти підземні води, які проникають у вироблений при видобутку корисних копалин підземний простір і проходять через водовідливне господарство шахти. Водоприток в шахти коливається від десятків до тисяч кубометрів за годину і залежить від геологічних, гідрологічних і кліматичних умов родовища, ступеня розгалуженості річкової мережі в його межах, а також способу підготовки шахтних полів.

Формування хімічного складу шахтних вод пов'язане з геологоструктурними особливостями родовищ корисних копалини, що обумовлюються гідрогеологією, літолого-мінералогічним складом гірських порід, умовами живлення артезіанських і субартезіанських горизонтів, інтенсивністю водообміну, рельєфом місцевості, біохімічними процесами та ін. Метаморфізація хімічного скла-

ду шахтних вод є наслідком тривалості перебування, швидкості руху і їх контакту з голими поверхнями гірських виробок.

За О.А.Алекіним, шахтні води можна класифікувати на *три класи*: карбонатно-гідрокарбонатний, сульфатний і хлоридний. Кожен клас за переважаючим катіоном ділиться на три групи: кальцієву, магнієву і натрієву. У свою чергу, кожна група за переважаючим компонентом розділяється на чотири типи вод.

Шахтні води містять велику кількість (до 3 г/л і більше) механічних домішок (частинки вугілля і породи, інертний пил, продукти розпаду деревини), відрізняються значною мінералізацією (до 30 г/дм³ і більше) і бактерійною забрудненістю, а кислі шахтні води крім низьких значень (2-4) характеризуються ще і високим вмістом заліза (до 2 г/л). Шахтна вода звичайно не має запаху (за винятком випадків, коли в ній присутній розчинений сірководень), відрізняється різноманітністю забарвлення і постійністю температури в межах 6-25°C, а також значною жорсткістю (38 мг-екв/л і вище). Шахтним водам властиві практично всі види агресивності, але частіше зустрічаються води з сульфатною агресивністю, рідше - загальнокислотою.

Споруди з очищення шахтних вод можуть розташовуватися як на поверхні, так і під землею у спеціально обладнаних камерах. Вибір місця їх розташування в основному залежить від водовідливу. Споруди для очищення шахтних вод з метою їх подальшого використання для пилоподавлення можна розташовувати безпосередньо в шахті, якщо водоприток не перевищує об'єму води, необхідного для потреб комплексу знепилювання. Це повністю виключає необхідність підйому води на денну поверхню, тим паче, що в перспективі на багатьох шахтах країни намічається розробка пластів, розташованих на глибині 800-1200 м і підйом шахтних вод на поверхню з таких глибин при водопритоках 50-70 м³/год. недоцільний за економічними міркуваннями. Проте така схема може бути запроваджена на обмеженій кількості шахт у зв'язку з переважанням водопритоку над об'ємом води, необхідної для технічного водопостачання більшості шахт.

Методи очищення шахтних вод обумовлюються їх фізико-хімічними і технологічними властивостями, а також кліматичними умовами вугільних родовищ. У вітчизняній і зарубіжній практиці застосовують *механічне* (безреагентне) очищення шахтних вод, *фізико-хімічне*, *хімічне* (реагентне), *електрохімічне* та ін.; найбільшого поширення набули безреагентне і реагентне очищення.

Виходячи з вимог, що ставляться до якості води, безреагентне очищення здійснюється методами відстоювання у відстійниках і ставках-освітлювачах, фільтрування через шар зернистого матеріалу, сітки і тканини. Реагентне очищення застосовують для повнішого видалення завислих речовин з шахтної води, її стабілізації і т.п. Її виконують за допомогою різних хімічних сполук або шляхом електрохімічного процесу. Для досягнення необхідного ступеня освітлення шахтні води перед відстоюванням і фільтруванням обробляють коагулянтами - солями алюмінію або заліза. Для інтенсифікації процесу освітлення шахтних вод широко застосовують високомолекулярні флокулянти. Освітлення води після осадження скоагульованих домішок супроводжується її знебавлен-

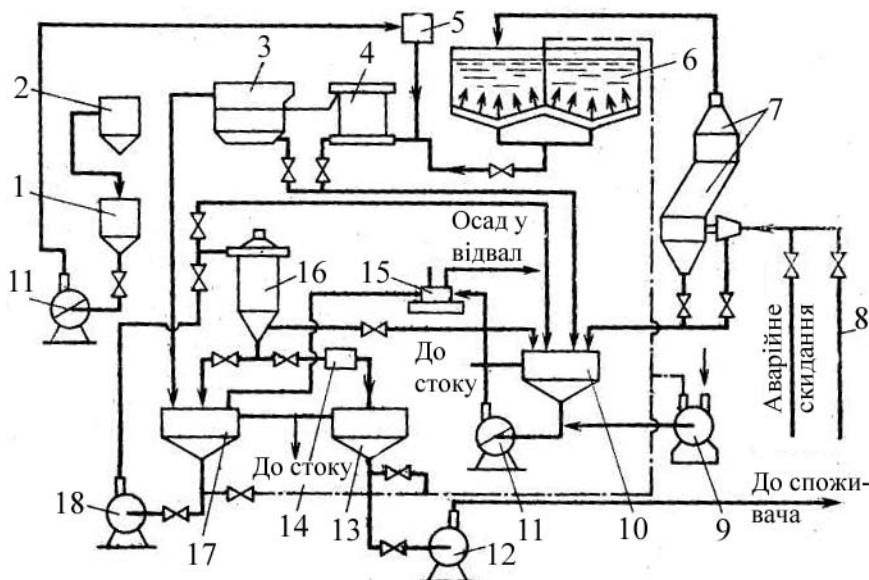


Рис. 1.6 - Технологічна схема очищення шахтних вод:

1, 2 – баки для розчинення і витратний; 3 – тонкошаровий відстійник; 4 – камера утворення пластівців; 5 – дозатор; 6 – регулюючі резервуари; 7 – піскоуловлювач; 8 – подача шахтної води; 9 – повітродувка; 10 – резервуар-відстійник обороту промивної води; 11 – насос; 12 – насос подачі чистої води споживачу; 13 – резервуар фільтрованої води; 14 – бактерицидна установка; 15 – центрифуга; 16 – напірний освітлювальний фільтр; 17 – проміжний резервуар; 18 – насос подачі води на фільтр

ням і частково знезараженням. Для нейтралізації кислих шахтних вод використовують речовини з лужною реакцією. *Перша основна технологічна схема ДОНВугілля* (рис. 1.6) передбачає очищення шахтної води високої каламутності з метою її подальшого використання для потреб комплексного знепилювання. До складу очисних споруд входять піскоуловлювач; резервуар мулу, до якого після піскоуловлювача відводяться грубодисперсні домішки; регулююча ємкість для рівномірного живлення установки

при періодичній роботі насосів головного водовідливу; камери утворення пластівців, обладнані електролизерами і з'єднані з тонкошаровими похилими відстійниками; проміжна ємкість, звідки вода подається в резервуар чистої води, потім прямує споживачам. Промивні води і шлами подають насосами на центрифугу. Фугат центрифуги повертається у процес, а згущений продукт прямує у вагонетках у відвал. Установка забезпечена повітродувками для розчинення коагулянту і при необхідності – взмучування осаду.

Друга схема призначена для очищення малокаламутних шахтних вод, що містять не більше 50 мг/л грубодисперсних домішок. Схема включає такі споруди: піскоуловлювач, регулюючі ємкості, автоматичні фільтри, бактерицидну камеру і резервуар чистої води. Вода після промивки фільтрів піддається реагентній обробці, потім подається у камери утворення пластівців і далі - в тонкошарові відстійники. Згущений осад надходить в колодязь, звідки насосом відводиться на шламіві майданчики. Очищена вода може бути використана для господарських потреб або відведена в річкову мережу.

Третя схема застосовується при підготовці шахтних вод для скидання в гідрографічну мережу. Вимоги, що ставляться до допустимого вмісту завислих речовин у воді (не більше 39 мг/л), обумовлюють застосування безреагентного відстоювання шахтних вод або коагуляції домішок з подальшим відстоюванням. Послідовність руху води наступна. Шахтна вода поступає у змішувач, куди дозується коагулянт. Із змішувача вона подається в камери утворення пластівців вихрового типу, а потім прямує в похилі відстійники і далі - в резервуар

чистої води. Осад з відстійників збирається в резервуарі, звідки насосами відводиться на шламові майданчики.

Окрім розглянутих трьох технологічних схем розроблено три типи установок продуктивністю 20, 30, 40 м³/год. для очищення тільки тієї частини шахтних вод, яка необхідна для власних потреб шахти. Установки включають піскоуловлювач, де затримуються плаваючі й дисперговані суспензії більші 20 мкм, регулюючу ємкість для забезпечення безперервної роботи установки при періодичній роботі шахтного водовідливу, освітлювальні напірні фільтри і бактерицидну установку. Керування процесом фільтрування здійснюється автоматично.

7. Підготовка води для штучного збагачення запасів підземних вод

Зростаючий водовідбір з підземних джерел призводить до виснаження природних запасів глибоко залягаючих водоносних горизонтів і зниження горизонтів безнапірних вод. Одним з прийомів запобігання виснаженню підземних джерел є штучне поповнення водоносних горизонтів переведенням поверхневого стоку в підземний, що дозволяє збільшити запаси наміченого до експлуатації або експлуатованого водоносних горизонтів і може бути застосовано для поповнення обмежених запасів підземної води, якщо спостерігається тенденція до їх виснаження. Відповідно до типу підземних вод поповнення проводять гравітаційною інфільтрацією (рис. 1.7), фільтрацією поверхневої води під напором або одночасно використовують обидва способи.

Спосіб гравітаційної інфільтрації використовують частіше, як більш простий і дешевий. Як інфільтраційні споруди застосовують траншеї, каскад басейнів (звичайно не менше двох), русла постійних або тимчасових потоків, канали, борозни. Найчастіше застосовують капітальні басейни. Використання неочищеної води в інфільтраційних басейнах призводить до швидкого замулювання їх дна, а нагнітання такої води в свердловини викликає механічну і біологічну кольматацію фільтрів. Особливо небажаний вміст у поверхневому вододжерелі завислих речовин, що знижують ефективність роботи систем штучного поповнення водою. Тому найчастіше основним методом обробки води в системах поповнення запасів підземних вод є її освітлення.

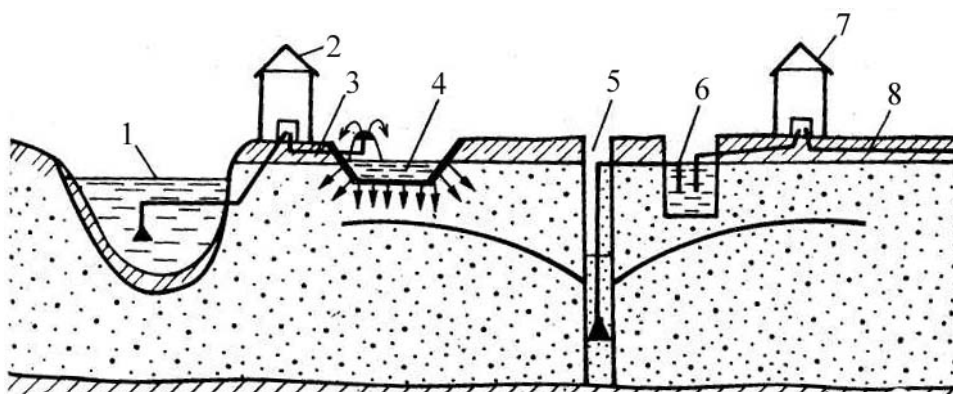


Рис. 1.7 - Схема штучного поповнення запасів підземних вод:

1 – поверхнєве вододжерело; 2 – насосна станція I підйому; 3 – трубопровід подачі води в інфільтрацію; 4 – інфільтраційна споруда; 5 – система трубчастих вододобірних колодязів; 6 – збірний колодязь; 7 – насосна станція II підйому з хлораторною; 8 – трубопровід подачі води споживачу

освітлення. Тому найчастіше основним методом обробки води в системах поповнення запасів підземних вод є її освітлення.

Вибір технології водообробки і споруд залежить від якості використовуваної води і необхідного ступеня її освітлення,

а також від характеру самих пристроїв поповнення і місцевих гідрогеологічних умов.

Відомі наступні схеми попередньої підготовки води, використовуваної на поповнення: очищення за спрощеною схемою – аерація і природне відстоювання; часткове очищення – природне відстоювання, фільтрування безреагентне або реагентне з періодичною коагуляцією; повне очищення і коагуляція, відстоювання з фільтруванням, вапнування, вуглевання і хлорування. Схема підготовки води, що йде на поповнення її запасів, повинна задовольняти двом вимогам: щоб уникнути забруднення зони аерації і водоносного горизонту поступаюча на інфільтрацію вода повинна мати мінімальну каламутність і не містити домішок, які погіршують її якість при проходженні через ґрунт; з урахуванням специфіки масштабу і технології поповнення споруди водопідготовки повинні бути простими, такими, що не потребують кваліфікованого догляду і максимально дешевими. Для виконання цих вимог треба максимально використовувати методи попереднього очищення води: аерацію, природне відстоювання, безреагентне фільтрування і гідробіологічне очищення посівом у відстійниках-водосховищах дикого рису й очерету.

При басейновому методі поповнення запасів води на дні басейну споруджують піщаний фільтр завтовшки 0,5-0,7 м, а при сприятливих ґрунтових умовах і добрій якості вихідної води для цієї мети застосовують піщаний фільтр завтовшки 0,10 м. Працює такий фільтр за принципом повільного (плівкового) фільтрування.

При напірній інфільтрації через свердловини рекомендується застосовувати безреагентне фільтрування у напірних фільтрах, що автоматично самопромиваються. Ці фільтри можуть працювати за принципом плівкового фільтрування або об'ємного. Для інтенсифікації процесу фільтрування можна застосовувати фільтри, що працюють при періодичній коагуляції або з добавкою малих доз коагулянта. Для запобігання забрудненню ґрунтів в аераційній і водоносній зонах, а також очищення інфільтраційних басейнів не більше двох разів на рік каламутність подаваної води не повинна перевищувати 10 мг/л для дрібнозернистого піску (крупністю 0,25-0,50 мм) і 20 мг/л – для грубозернистого (крупністю 1-2 мм).

Для поліпшення якості інфільтрованої води за вмістом заліза і марганцю необхідно піддати її аерації, а іноді і вапнуванню. Інфільтрована вода повинна містити мінімальну кількість оксиду, вуглецю (IV), щоб попередити збільшення її жорсткості на шляху інфільтрації через ґрунти, що містять карбонати. Кількість хлоридів, сульфатів і солей жорсткості у вододжерелі повинна бути такою, щоб не погіршити, а в сприятливих випадках – поліпшити якість підземної води при її змішенні з інфільтрованою. Вміст у вихідній воді свинцю, миш'яку, ПАР і нафтопродуктів не повинний перевищувати норм, встановлених ГОСТ 2874-82. За наявності у воді поверхневого джерела планктону (більше 1000 кл/см³) перед інфільтрацією її слід піддати мікрофільтруванню. Колі-індекс води, що подається на інфільтрацію, не повинен перевищувати 10000, а води, що закачується у свердловини, лімітований нормами ГОСТу.



Контрольні запитання:

1. Які вимоги ставлять до якості господарсько-питної води?
2. Охарактеризуйте якість води, опрісненої дистиляцією.
3. Охарактеризуйте якість води, опрісненої зворотним осмосом.
4. Охарактеризуйте якість води, опрісненої електродіалізом.
5. Які хімічні речовини відносяться до групи найбільш токсичних?
6. Які методи можуть бути використані для видалення з води токсичних хімічних речовин?
7. Якими способами вода може бути очищена від синтетичних поверхнево-активних речовин, миючих засобів?
8. До якої групи технологічних прийомів відноситься і як здійснюється видалення з води пестицидів, гербіцидів і інших речовин?
9. Опишіть основні принципи й умови проведення процесів радіаційного очищення і знезараження води.
10. Як діють іонізуючі випромінювання на забруднену воду?
11. Назвіть основні можливі напрями використання радіаційної обробки води?
12. Принципова схема гамма-установки для очищення води.
13. Принципова схема установки з прискорювачами електронів для очищення води.
14. Джерела радіаційного забруднення води. Як очищають воду від радіоактивних забруднень?
15. Застосування фізико-хімічних методів для видалення радіоактивних речовин.
16. Застосування електролітичних методів.
17. Комбіновані методи видалення радіоактивних речовин.
18. Які методи можуть бути використані для доочистки стічних вод для технічного водопостачання?
19. Які особливості складу забруднюючих речовин шахтних вод? Які методи можуть бути використані для їх очищення?



Література до вивчення теми:

1. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища школа, 2005. – 671 с.
2. Фейзиев Г.К. Высокоэффективные методы умягчения, опреснения и обессоливания воды. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 192 с.
3. Горев Л.Н. та ін. Радіоактивність природних вод: Навч. посібник. – К.: Вища школа, 1993. – 174 с.
4. Коростелев Д.П. Водный режим и обработка радиоактивных вод от атомных электростанций. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 240 с.
5. Кузнецов Ю.В. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений. – М.: Атомиздат, 1974.
6. Смагин В.Н. Обработка воды методом электродиализа. – М.: Стройиздат, 1986. – 170 с.

ТЕМА 2. Теоретичні передумови магнітної водопідготовки

1. Властивості води як розчинника.
2. Вплив магнітного поля на структуру і властивості водно-дисперсних систем. Гіпотези, що пояснюють структурні зміни при магнітній обробці водно-дисперсних систем.
3. Вплив магнітно-електричної активації розчинів сульфату алюмінію на електрокінетичний потенціал золів і адсорбційну ємкість гідро-

кисидів алюмінію. Вплив магнітно-електричної активації розчину активної силікатної кислоти на міцність гелів гідроксиду алюмінію.

4. Основні фактори, що впливають на освітлення води при обробці її активованим розчином коагулянту (параметри активації, якісні показники освітлюваної води, характеристика суспензій, що видаляються).

1. Властивості води як розчинника

Властивості води визначаються перш за все будовою її молекул. Численні дослідження показали, що молекула води - це агрегат, що складається з одного атома кисню, двох атомів водню і десяти електронів, два з яких рухаються поблизу ядра, а інші вісім - за чотирма витягнутими еліптичними орбітами.

Молекула води є тетраедром, у вершинах якого розташовані заряди. Відстань позитивних зарядів від центру атома кисню складає 0,099 нм, а величина заряду у вершинах тетраедра - 0,171 е (е - заряд електрона). Відстань О-Н в молекулі водяної пари рівна 0,09568 нм.

Особливістю внутрішньої будови молекули води є несиметричне розташування атомів водню щодо атома кисню. При цьому атоми водню розташовані не на одній прямій, що проходить через центр атома кисню, а під кутом до неї. Таке розташування викликає несиметричність електричних зарядів у молекулі води. Невеликі в порівнянні з атомом кисню розміри атома водню дозволяють йому заглибитися у сферу оболонки атома кисню.

У молекулі можна представити дві точки, одна з яких є немовби центром тяжіння негативних зарядів, інша - позитивних зарядів. На положення цих центрів впливають в основному розміри зарядів і рівномірність їх розподілу. Якщо центри в молекулі співпадають, що вказує на рівномірність розподілу електронів, які здійснюють валентний зв'язок між атомами молекул, такі молекули називаються неполярними (наприклад, O_2 і H_2). Неспівпадання центрів говорить про зсув валентних електронів у бік одного з атомів, а також про наявність двох полюсів - позитивного і негативного, які, подібно до магніта, створюють силове поле навколо молекул. У цьому разі молекулу називають полярною.

Унаслідок вказаної несиметричності розподілу електричних зарядів молекула води володіє яскраво вираженими полярними властивостями. Саме полярністю молекул води можна пояснити її здатність розчиняти багато речовин.

Поведінка іонів у водних розчинах значною мірою є наслідком їх *гідратації*. Явище гідратації викликане тим, що заряджена частинка (іон), яка з'явилася серед молекул води, змінює властивості і порядок їх розподілу в розчині. Оскільки молекули води мають дипольний момент, вони при взаємодії з іонами утворюють гідратні оболонки. Але електростатична взаємодія не є тільки єдиною причиною гідратації іонів. Остання може виникати і за рахунок некулонівських - хімічних сил, наприклад, утворення гідратів солей міді та ін. Є ряд методів, за допомогою яких встановлюють, скільки молекул пов'язано з іонами (так звані числа гідратації іонів): визначення числа гідратації іонів за рухливис-

тю іонів; методи, засновані на визначенні швидкості дифузії; термодинамічний метод встановлення чисел гідратації іонів.

Числа гідратації, одержані принципово різними методами, значно відрізняються один від одного. Ці відмінності є не результатом експериментальних помилок, а наслідком того, що за допомогою різних методів враховується різна кількість молекул води, пов'язаних з іонами: за допомогою одних методів - тільки молекули води, міцно пов'язаних з іонами, за допомогою інших - і менш міцно зв'язаних молекули води.

На велике значення для властивостей розчинів взаємодії розчиненої речовини з розчинниками вперше вказав Д.І.Менделєєв. Він вважав, що процес розчинення є не тільки фізичним, але й хімічним - речовини, що розчиняються у воді, можуть утворювати в ній сполуки. Дослідження, проведені пізніше іншими вченими, повністю підтвердили припущення Д.І.Менделєєва про існування гідратів у водних розчинах.

Дослідження, проведені останнім часом окремими ученими, свідчать, що іони, які знаходяться в розчині, не тільки гідратуються, але й змінюють структуру оточуючих їх молекул води: іон, утворюючи гідратну оболонку, руйнує структуру навколишніх шарів води.

Властивості водно-дисперсних систем і їх поведінка в тих чи інших процесах обумовлені в першу чергу властивостями води як розчинника.

Рідка вода має великі значення питомої теплоємності, теплоти затвердіння і випаровування, критичної температури, діелектричної постійної і характеризується численними аномаліями властивостей. Слід зазначити значну взаємну поляризацію молекул як у твердому, так і в рідкому стані, внаслідок чого зростають середній дипольний момент і енергія водневих зв'язків.

Існує декілька теорій структури води, за допомогою яких дослідники намагаються пояснити її властивості. Серед них є теорії, в яких, як і в інших теоріях про рідини, визнається наявність у воді ближнього порядку аналогічно спостережуваному в твердому стані і відсутність дальнього порядку; теорії, в яких вода розглядається як квазікристалічна квазітверда система з особливими властивостями, в якій рідка молекула в структурі з тими ж зв'язками, що і інші молекули; агрегативні теорії, що допускають існування у воді принаймні двох структурних одиниць, наприклад, мономерних молекул агрегатів та ін.

О.Я.Самойлов розглядає гідратацію іонів не як скріплення іоном тієї або іншої кількості води, а як дію іонів на рух, трансляцію найближчих молекул води. Ближню гідратацію, на його думку, слід розглядати як дію іонів на тепловий і перш за все трансляційний рух навколишніх молекул води.

Дальня (вторинна) гідратація іонів полягає в основному в поляризації під дією поля іона навколишніх об'ємів води. У кожного іона за шаром первинної гідратації, де молекули води міцно пов'язані з іоном, існує область дозволеної структури, де потенційні бар'єри, що розділяють сусідні положення рівноваги, нижчі, ніж у чистій воді.

На закінчення слід відзначити, що механізм гідратації іонів дотепер остаточно не вивчений.

2. Вплив магнітного поля на структуру й властивості водно-дисперсних систем. Гіпотези, що пояснюють структурні зміни при магнітній обробці водно-дисперсних систем

Механізм впливу магнітного поля на структуру й властивості розчинів у даний час вивчений мало.

Ряд дослідників, вивчаючи вплив магнітного поля на збільшення центрів кристалізації в розплавах, встановили, що, як правило, магнітне поле, не впливаючи на швидкість кристалізації, збільшує вірогідність виникнення центрів кристалізації і що в різні інтервали температур дія магнітного поля різна.

Є найрізноманітніші дані про дію магнітних полів на структуру і властивості водно-дисперсних систем: змінюються щільність, в'язкість, поверхнєве натягнення, електрична провідність, розчинність, водневий показник рН та інші властивості водно-дисперсних систем.

Залежність в'язкості води від напруженості магнітного поля показана на рис. 1.8. Є оптимальні напруженості магнітного поля, при яких підвищення в'язкості досягає максимального значення. Ряд авторів указують на збільшення в'язкості водних розчинів до 8-10%.

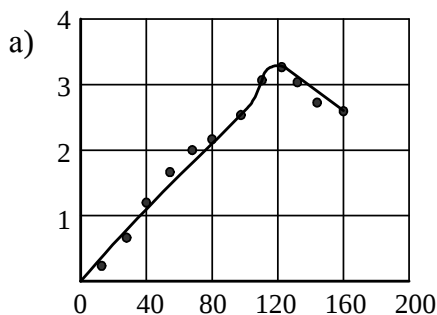
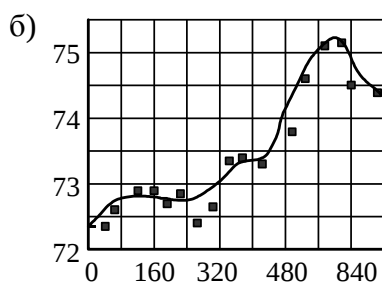


Рис. 1.8 - Залежність в'язкості (а) і поверхневого натягнення води (б) від напруженості магнітного поля



Залежність поверхневого натягнення води від напруженості магнітного поля показана на рис. 1.8. Зміна поверхневого натягнення має складний характер; максимальні значення спостерігаються при магнітній напруженості 560-640 кА/м.

Магнітна обробка води у водних розчинах робить вплив на ІЧ спектр поглинання (поглинання істотно збільшувалося на 10-12%); спостерігався деякий зсув в область вищих частот. Через 5 год. після магнітної обробки води спектр поглинання знижувався, наближаючись до початкового значення.

Одержані результати дозволяють припустити, що зсув ІЧ спектрів води і водних розчинів під дією магнітного поля відбувається внаслідок диполь-дипольної взаємодії між молекулами.

Є дані про зміну питомої електричної провідності води після магнітної обробки. Максимальна зміна електричної провідності складає 8-10%.

Магнітна обробка водних розчинів призводить до зменшення іонного добутку води. У літературних джерелах наводяться різні дані про вплив магнітного поля на показник рН водних розчинів, який залежить як від магнітних параметрів, так і від рН вихідної води. При магнітній обробці водних розчинів спостерігається зміна діелектричної проникності і магнітної сприйнятливості.

Зміна фізико-хімічних показників водно-дисперсних систем при магнітній обробці говорить про вплив магнітного поля на структуру води і водних розчинів. При цьому спостерігається зниження гідратації іонів інших домішок, що виражається в поліпшенні технологічних властивостей оброблюваної магніт-

ним полем води: підвищується розчинність, змінюється кінетика кристалізації, зростає швидкість коагуляції і інші технологічні ефекти.

У даний час є декілька гіпотез, які в тій або іншій мірі дозволяють пояснити структурні зміни при магнітній обробці води водно-дисперсних систем:

1. Іонні гіпотези, в яких основна відповідальність покладається на іони, що знаходяться у воді.

2. Колоїдні гіпотези, в основі яких лежить дія магнітних полів на колоїдні частинки, що мають досить велику магнітну сприйнятливність (пара- або феро-магнітні).

3. Водяні гіпотези, що обґрунтовують дію магнітних полів на власне воду.

Колоїдні гіпотези не можуть пояснити ряд спостережуваних ефектів магнітної обробки водно-дисперсних систем.

Уявлення про механізм дії магнітного поля на водно-дисперсні системи певною мірою можна одержати на підставі іонної теорії у світлі сучасних даних про структуру води у водно-дисперсних системах.

В основі іонних гіпотез лежить дія магнітних полів на іони, що переміщаються в них. При цьому виникають сили Лоренця

$$F = k \cdot g \cdot u \cdot \sin \alpha \cdot H, \quad (1.1)$$

де k - коефіцієнт пропорційності;

g - заряд іона;

u - швидкість переміщення іона;

α - кут між напрямом поля і руху іона;

H - напруженість магнітного поля.

Сили Лоренця зростають із збільшенням заряду іона, напруженості поля, швидкості й ступеня перпендикулярності перетину ними ліній магнітного поля. Позитивно й негативно заряджені іони під дією сил Лоренця відхиляються у протилежні сторони.

Електрони в атомі при накладенні зовнішнього магнітного поля знаходяться не тільки під дією цього поля, але і ядра. При напруженостях магнітного поля, вживаних при магнітній обробці водно-дисперсних систем, зв'язок між векторами магнітних моментів ядра і електронами розривається, електрони і ядра орієнтуються і незалежно один від одного.

Змінюючи розташування щільності електронних хмар іонів і молекул води, магнітні поля перетворюють структуру водно-дисперсних систем, енергію взаємодії іонів з молекулами води, що є безпосереднім оточенням іонів, ближню гідратацію і поляризацію молекул у прилеглих до іонів шарах (дальню гідратацію), тобто змінюють в тій або іншій мірі структуру водно-дисперсної системи в цілому. Звідси випливає, що зовнішнє магнітне поле особливо сильно впливає на гідратацію іонів, а остання багато в чому визначає стан меж розділу фаз і структурні зміни у водно-дисперсній системі.

Впливаючи на молекули води, складові ближнього і дальнього оточення іона, ослабляючи зв'язки одних і підсилюючи зв'язки інших, магнітне поле викликає асиметрію гідратних оболонок, внаслідок чого створюються умови для утворення іонних асоціатів-зародків кристалів. Зміна напрямів магнітних потоків і пов'язана з нею зміна напрямів руху іонів, у свою чергу, істотно полег-

шують процес утворення іонних пар і складніших агрегатів, оскільки при цьому вірогідність зближення різнойменно заряджених частинок зростає.

Теоретичні гіпотези, що пояснюють вплив магнітного поля на протікання технологічних процесів при водопідготовці, можна розділити на дві основні групи: кристалізація при магнітній водопідготовці і коагуляція домішок у водних системах.

Основною умовою кристалізації є пересичування розчину, в якому в результаті базових перетворень утворюється зародок кристалізації.

Для здійснення спонтанної кристалізації в пересиченому розчині необхідне дотримання наступних умов:

1. Наявність місцевої підвищеної концентрації молекул (або іонів) речовини з малою кінетичною енергією.

2. Наявність такого розташування молекул (або іонів), яке відповідало б їх розташуванню у кристалічній решітці речовини, що кристалізується.

При виконанні цих умов зіткнення молекул (або іонів) призводить до утворення коротких ланцюгів або плоских іономолекулярних шарів, а перевищення сил взаємного тяжіння - до утворення кристалічного зародка, твердої речовини, що є елементарною частинкою. Стійкий стан частинки пов'язаний з її розмірами. При великих критичних розмірах витрати енергії на частинки будуть мінімальними і розміри частинки зростуть. При розмірах частинки, менших критичних, її руйнування вірогідніше. Чим більше пересичування, тим менше робота утворення критичного зародку і його розміри, тим вища швидкість його утворення, яка експоненціально залежить від пересичування.

Коагуляція частинок відбувається під впливом молекулярних сил при зіткненні частинок у результаті броунівського руху або під дією різних зовнішніх дій. Вона може протікати у формі злиття частинок в агрегати і седіментації агрегатів з утворенням осаду у вигляді пластівців або хибної коагуляційної структури - гелю.

Процес злипання завислих у воді частинок залежить від ступеня гідратації і електрокінетичного потенціалу на поверхні.

На коагуляцію частинок істотний вплив має зміна змочуваності твердих поверхонь частинок, обумовлена дією магнітного поля.

Вплив магнітної обробки води на ступінь змочування твердих поверхонь пояснюється зміною характеру взаємодії молекул води одна з одною, що призводить до "відтягування" молекул води від поверхні, а також зміною адсорбції на ній окремих іонів, що призводить до зміни заряду поверхні.

Зміна змочуваності твердих поверхонь після магнітної обробки води призводить до посилення коагуляції завислих частинок і зростання пов'язаної з нею агрегативної нестійкості суспензій.

На процеси кристалізації і коагуляції при магнітній водопідготовці певний вплив роблять феромагнітні частинки (іони заліза), які в тій чи іншій кількості завжди є в оброблюваній воді. Феромагнітні домішки знаходяться у воді в різних формах: у вигляді іонів, колоїдів і грубодисперсних частинок. Це призводить до того, що домішки заліза виступають як в ролі феромагнетика, так і в ролі парамагнетика.

Іони заліза виконують роль частинок, що збільшують магнітну сприйнятливність розчину. Із зростанням інтенсивності намагнічення середовища ефект дії магнітного поля посилюється. Яких-небудь якісних і кількісних змін, пов'язаних з присутністю у воді іонів заліза, не виявлено.

У практиці водоочистки становить інтерес отримання за можливо коротші терміни легкоосаджуваних пластівців з розвиненою поверхнею, що забезпечують швидке розділення гетерогенної системи. Одним з найбільш поширених технологічних прийомів інтенсифікації процесу коагуляції при очищенні води є введення в освітлювану воду допоміжних речовин (наприклад, флокулянтів). Але отримання освітленої води високої якості вимагає великої витрати реагентів. У той же час можна значно підвищити активність коагулянта обробкою його водного розчину магнітним полем. У цьому випадку, як впливає з механізму дії магнітного поля на водні розчини, в розчині коагулянта утворюватимуться іонні асоціати солей унаслідок зменшення їх гідратації та інших чинників, обумовлених накладенням зовнішнього магнітного поля. Іонні асоціати у водному розчині можуть виступати в ролі центрів коагуляції.

3. Вплив магнітно-електричної активації розчинів сульфату алюмінію на електрокінетичний потенціал золів і адсорбційну ємкість гідроксидів алюмінію. Вплив магнітно-електричної активації розчину активної силікатної кислоти на міцність гелів гідроксиду алюмінію

Здатність розчину коагулянту сульфату алюмінію щодо коагулювання і флокулююча здатність флокулянтів може бути значно збільшена за допомогою магнітно-електричної активації, що передбачає накладення на розчин магнітного поля і електрокоагуляцію, при якій розчини реагентів насичуються анодно-розчиненим залізом.

Запропонований спосіб активації розчинів реагентів дозволяє поліпшити якість освітленої води, знизити витрату реагенту на освітлення води з отриманням фільтрату необхідної якості, зменшити потребу у виробничих площах, необхідних для реагентного господарства очисних споруд, і габаритні розміри окремих споруд реагентного господарства. Промислові випробування підтвердили досить високу ефективність запропонованого методу активації розчинів реагентів, що знижує дозу їх в середньому на 25-30%.

Вивчено вплив магнітно-електричної активації розчину сульфату алюмінію на електрокінетичний потенціал золів, адсорбційну ємкість гідроксиду алюмінію і структурно-механічну гідратацію його в процесі очищення технічної води. Крім того, вивчено вплив магнітно-електричної активації розчину активної кремнекислоти на міцність гелів гідроксиду алюмінію.

При очищенні коагулянтом природних вод від колоїдних і грубодисперсних забруднень разом з фізичними і колоїдно-хімічними процесами протікає процес адсорбції частинок забруднень продуктами гідролізу коагулянту.

Агрегативна стійкість колоїдних систем визначається не тільки наявністю електростатичних сил відштовхування, але й іншими чинниками, основним з яких є гідратація частинок, тобто утворення на їх поверхні оболонок з молекул

дисперсного середовища. У гідрофобних золях після досягнення порогових концентрацій електролітів спостерігаються явні ознаки коагуляції, оскільки відбуваються стиснення подвійного шару і відповідне зменшення гідратних оболонок, що дозволяє колоїдним частинкам зближуватися на відстань, при якій енергія їх взаємного тяжіння перевищує енергію теплового (броунівського) руху. Зміна товщини дифузного шару характеризується значенням електрокінетичного потенціалу (ξ -потенціалу). Чим сильніше розмитий дифузний шар, тим вище ξ -потенціал і, навпаки, при граничному стисненні дифузного шару ξ -потенціал наближається до нуля. При $\xi=0$ колоїдна частинка не несе на собі заряд по відношенню до середовища, і тому гідратна оболонка мінімальна. Такому ізоелектричному стану частинок відповідають мінімальна стійкість системи і найбільш виражена коагуляція. На підставі описаної величину ξ -потенціала можна вважати основним критерієм повноти протікання процесу коагуляції.

За даними А.М.Когановського та інших авторів, у процесі очищення води використовується тільки 50-60% адсорбційної поверхні гідроксиду алюмінію.

Вивчено вплив магнітно-електричної обробки розчину коагулянту на елек-

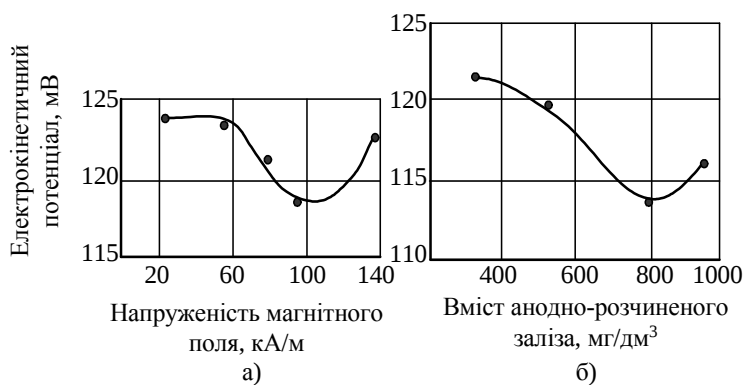


Рис. 1.9 - Вплив магнітно-електричної обробки розчину сульфату алюмінію на величину ξ -потенціалу золя гідроксиду алюмінію:

а – магнітна обробка; б – електрокоагуляційна обробка

трукінетичний потенціал і адсорбційну ємність гідроксиду алюмінію у процесі очищення води.

При виконанні досліджень використовувався пристрій для магнітної обробки рідини, який дозволяє впливати на розчин коагулянту (сульфату алюмінію) магнітним полем, обробляти його анодно-розчиненим залізом і надавати розчин одночасній дії магнітного поля і електрокоагуляції. Магнітно-електричний

обробці піддавали 5%-ний розчин сульфату алюмінію, напруженість магнітного поля в робочому зазорі активатора складала 20-125 кА/м, кількість анодно-розчиненого заліза, що вводиться в розчин, змінювалася в межах 300-1800 мг/дм³, швидкість руху золю в робочому зазорі 0,05 м/с.

Вплив магнітно-електричної обробки розчину сульфату алюмінію на величину електрокінетичного потенціалу золя гідроксиду алюмінію показаний на рис. 1.9.

Початкова адсорбційна ємність гідроксиду алюмінію трохи збільшується при дії на розчин коагулянту магнітного поля (рис.1.10, а), при пропусканні розчину коагулянту через електролизер підвищення адсорбційної ємності гідроксиду алюмінію дещо вище (рис. 1.10, б). Аналіз дослідних даних дозволяє зробити висновок про те, що адсорбційна ємність гідроксиду алюмінію у процесі магнітно-електричної обробки розчину сульфату алюмінію залежить від напруженості магнітного поля і вмісту анодно-розчиненого заліза. При цьому

оптимальне значення напруженості магнітного поля 95 кА/м, оптимальна кількість анодно-розчиненого заліза 1200 мг/л; адсорбційна ємкість гідроксиду алюмінію при цих значеннях збільшується на 31,2%.

Збільшення адсорбційної ємкості гідроксиду алюмінію в результаті магнітно-електричної обробки сприяє значному зниженню кольоровості оброблюваної води і збільшенню щільності осаду, одержаного в процесі коагуляції.

Таким чином, зменшуючи агрегатну стійкість колоїдних систем і збільшуючи адсорбційну ємкість гідроксиду алюмінію, магнітно-електрична активація розчину сульфату алюмінію дозволяє створити передумови для інтенсифікації процесу коагуляції при очищенні води.

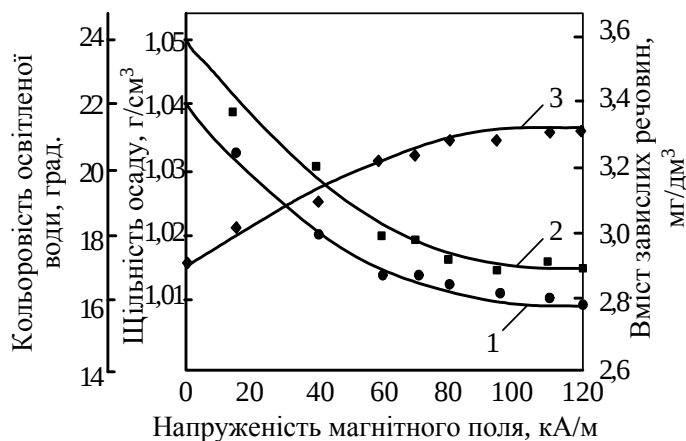


Рис. 1.11 - Вплив напруженості магнітного поля активації розчину АК на вміст завислих речовин, кольоровість і щільність осадів при коагуляції домішок:

1 – завислі речовини; 2 – кольоровість;
3 – щільність осаду

При магнітно-електричній активації розчину активної кремнієвої кислоти (АК) відбувається збільшення щільності пластівців, одержаних при коагуляції домішок сульфатом алюмінію у поєднанні з АК. Вміст завислих речовин і кольоровість освітленої води при обробці води активованою АК нижче, ніж при звичайному освітленні води (рис. 1.11).

Дослідження свідчать, що після магнітно-електричної активації колоїдних частинок гідроксиду алюмінію золі набувають пористої структури з менш крупними агрегатами, ніж звичайний золь.

Процеси утворення кристалів у вузлах осередків протікають інтенсивніше, розміри кристалів більші, ніж у звичайних золях.

Розроблений спосіб приготування силікатовміщуючого флокулянту, при якому активування проводиться розчином, що містить анодно-розчинене залізо, з подальшою обробкою розчину магнітним полем. Анодно-розчинене залізо вводять в розчин флокулянту в концентрації 0,004-4,6 мг/дм³. При підготовці розчину флокулянту використовують двовалентне залізо, що утворюється при анодному розчиненні металу. Застосування тривалентного заліза не покращує флокулюючі властивості кремнієвої кислоти.

Розчин силікатовміщуючого флокулянту насичували анодно-розчиненим залізом і піддавали магнітній обробці у спеціальному пристрої.

Збільшення щільності пластівців коагульованих домішок підвищує їх опір дії сил зсуву, викликаних наявністю гідравлічного градієнта в потоці води. Агломерати частинок неоднорідних розмірів міцніше, оскільки групу симетрично упакованих частинок однакового розміру можна зруйнувати за чіткими площинами, тоді як у частинок різних розмірів площини стуляються, і міцність агрегатів зростає.

При магнітно-електричній активації розчину АК відбувається збільшення щільності пластівців, отриманих при коагуляції домішок сірчанокислим алюмінієм у поєднанні з АК.

Дія активованих реагентів на міцність осаду гідроксиду алюмінію показана на рис. 1.12. З графіка видно, що при використанні коагулянту в процесі очищення води граничне напруження зсуву осаду гідроксиду алюмінію нижче, ніж при обробці води коагулянтом і АК (відповідно 1,9 і 6,25 мг/см²), що не суперечить основним уявленням про механізм дії високомолекулярних флокулянтів. Поява додаткових зв'язків з молекулами АК між мікропластівцями гідроксиду алюмінію призводить до підвищення міцності структури осаду. При обробці

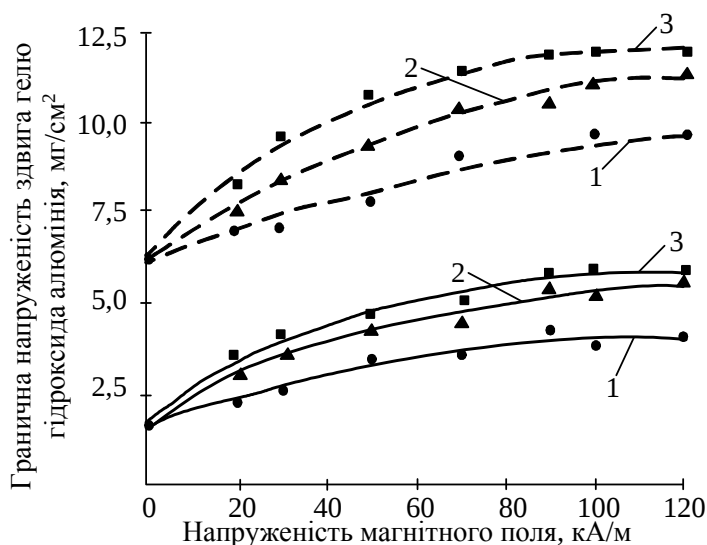


Рис. 1.12 - Вплив активованих реагентів на міцність осаду гідроксиду алюмінію:

— активований розчин коагулянту;

--- те ж, розчин АК;

1 – концентрація анодний розчиненого заліза 740 мг/дм³; 2 – 850 мг/дм³; 3 – 1050 мг/дм³

води активованим розчином коагулянту спостерігається значне збільшення напруження зсуву осаду. При оптимальних значеннях параметрів активації розчину коагулянту для умов експерименту міцність осаду найбільша: при напруженості магнітного поля 70-90 кА/м і концентрації анодно-розчиненого заліза 740 мг/л - 3,10 мг/см²; 850 мг/л - 5,2 мг/см². Подальше підвищення концентрації анодно-розчиненого заліза в розчині коагулянту не впливає істотно на міцність осаду гідроксиду алюмінію: при тій же напруженості магнітного поля і

концентрації анодно-розчиненого заліза 1050 мг/л $\tau=5,5$ мг/см².

Використання у процесах очищення води активованого розчину АК дозволяє знизити дози коагулянту, інтенсифікувати процес освітлення і знебварвлення води, що підтверджується результатами виробничих випробувань. Слід зазначити, що використання звичайного розчину АК також дозволяє понизити дозу коагулянту в середньому на 26,6% і підвищити якість освітлення води.

4. Основні фактори, що впливають на освітлення води при обробці її активованим розчином коагулянту (параметри активації, якісні показники освітлюваної води, характеристика суспензій, що видаляються)

Аналіз проведених досліджень дозволяє зробити висновок, що до основних чинників, які впливають на освітлення води при її обробці розчином коагулянту, підданим магнітно-електричній активації, можна віднести: параметри активації (напруженості магнітного поля, вміст в розчині анодно-розчиненого заліза), якісні показники освітлюваної води (температура, вміст завислих речовин) і характеристику суспензій, що видаляються (гідралічна крупність).

Завислі домішки, що містяться у природній воді, як правило, глинисті й гумусові речовини, що погано коагулюються і не осідають у відстійнику (особливо для вод з підвищеною кольоровістю). Каламутність води після відстійника може бути достатньо високою ще і через винесення придонними струмами з відстійника найдрібніших частинок гідроксиду алюмінію і пластівців, що не осіли і нескоагульовані при низьких температурах води.

При температурі води менше 1°C горизонтальні відстійники очисних споруд працюють менш ефективно навіть при порівняно хорошій якості річкової води. У період весняного паводку процес утворення пластівців поліпшується і якість води після відстійників вище, ніж у зимовий період.

Коагульована суспензія при обробці води активованим розчином коагулянту з верхніх шарів у середні випадає інтенсивніше, ніж при звичайній коагуляції, при якій в цій зоні ще продовжується процес утворення пластівців (пластівці дрібніші і простежуються по всій довжині відстійника). При використанні активованого коагулянту утворюються крупніші пластівці, освітлена зона більше, ніж при звичайній коагуляції. При коагуляції активованим коагулянтом концентрація суспензії в нижньому шарі вища, осад – щільніший, ніж при звичайній коагуляції, за рахунок збільшення гідравлічної крупності і інтенсивнішого осадження суспензії з середніх шарів.

При підвищенні температури води від 3°C і вище процес коагуляції і осадження пластівців у відстійнику поліпшується, спостерігається збільшення прозорості освітленої води. При обробці води активованим розчином коагулянту процеси освітлення води і осадження суспензії протікають інтенсивніше, ніж при звичайній коагуляції: при звичайному коагулянті прозорість води на виході з відстійника – 80 см, а при активованому – 100 см. Висота шару осаду і його форма також різні: при звичайному коагулянті найбільша висота – 10 см, при активованому – 15 см.

При проведенні досліджень у літній період спостерігалися ті ж закономірності освітлення води, що і в інші періоди пори року. При обробці води активованим коагулянтом прозорість освітленої води вища, ніж при звичайній коагуляції.

При збільшенні навантаження на відстійник прозорість води при використанні звичайного коагулянту різко падає, тоді як при обробці води активованим коагулянтом остання хоч і зменшується, але залишається приблизно на рівні прозорості води при звичайному навантаженні.

Висота шару осаду при звичайній коагуляції (15 см) менше в порівнянні з обробкою води активованим коагулянтом (20 см), конфігурація осаду в першому випадку розтягнута по довжині відстійника, а при використанні активованого коагулянту осідань найбільшої висоти спостерігається в середній частині відстійника. При збільшенні навантаження висота шару осаду зменшувалася. Мабуть, відбувалося часткове винесення його з освітленою водою. При обробці води звичайним коагулянтом і збільшенні навантаження на модель відстійника осад відсутній, прозорість води була на рівні вихідної, тобто весь осад виносився з освітленою водою.

Процес освітлення води із значним вмістом завислих речовин і накопичення осаду при використанні активованого розчину коагулянту протікали інтенсивніше, ніж при звичайній коагуляції. Так, прозорість води з вихідною каламутністю 150 мг/дм^3 після освітлення її складала 70 см (звичайний коагулянт) і 100 см (активований коагулянт), з вихідною каламутністю 300 мг/дм^3 - відповідно 60 і 90 см. Слід зазначити, що при підвищенні каламутності вихідної води прозорість освітленої води зменшувалася як в тому, так і в іншому випадку, але при обробці води активованим коагулянтом вона була вища, ніж при використанні звичайного реагенту. Шар осаду при обробці води активованим коагулянтом більше, ніж при звичайній коагуляції домішок; декілька різних конфігурацій і розподіл осаду по довжині відстійника. Так, якщо основна маса коагульованої активованим коагулянтом суспензії випадала до середини відстійника - 2/3 його довжини, то розподіл суспензії при звичайній коагуляції більш рівномірний по довжині, що свідчить про вплив магнітно-електричної обробки розчину коагулянту на процеси освітлення води.

Використання для очищення води розчину коагулянту сульфату алюмінію, підданого магнітно-електричній активації, дозволяє збільшити гідравлічну крупність коагульованої суспензії і інтенсифікувати процеси освітлення води у відстійнику.

При обробці води звичайним коагулянтом в зимовий період у відстійнику міститься переважно (85%) дрібна ($0,1 \text{ мм/с}$ і менше) суспензія, яка важко видаляється і виноситься разом з освітленою водою; кількість суспензії крупністю $0,2 \text{ мм/с}$ складає 15%. Коагуляція домішок активованим розчином коагулянту дозволяє значно зменшити (до 22%) вміст дрібної суспензії ($0,2 \text{ мм/с}$ і менше), збільшити вміст суспензії, яка затримується відстійником ($0,2 \text{ мм/с}$ – до 44%, крупніша суспензія – до 34%), підвищити якість освітленої води.

У період весняного паводку, коли температура води підвищується, процес коагуляції поліпшується: вміст дрібної ($0,1 \text{ мм/с}$ і менше) суспензії зменшується до 55%, збільшується вміст суспензії з гідравлічною крупністю $0,2 \text{ мм/с}$ (27%) і $0,3 \text{ мм/с}$ і більше (18%). При коагуляції домішок активованим реагентом вміст дрібної ($0,1 \text{ мм/с}$ і менше) суспензії - 15% (при звичайній коагуляції 55%), суспензії $0,2 \text{ мм/с}$ - приблизно стільки ж, скільки і при звичайній коагуляції – 31 і 27%. Кількість осаду суспензії з гідравлічною крупністю $0,3 \text{ мм/с}$, збільшується більш ніж в 2 рази в порівнянні із звичайною коагуляцією – 33 і 15%. Суспензія з гідравлічною крупністю $0,4 \text{ мм/с}$ і більше при використанні активованого коагулянту складає 21% загального вмісту, при коагуляції звичайним реагентом - всього 3%. У літній період вміст дрібної (1 мм/с і менше) суспензії незрівнянно менше, ніж в зимовий і паводковий періоди, переважає суспензія з гідравлічною крупністю $0,2 \text{ мм/с}$, вміст суспензії крупністю $0,3-0,5 \text{ мм/с}$ - відповідно 41% (звичайний реагент) і 62% (активований), тобто в наявності збільшення гідравлічної крупності коагульованих домішок при використанні розчину коагулянту, підданого магнітно-електричній коагуляції.

Вплив активованого розчину коагулянту на гідравлічну крупність коагульованої суспензії залежить від вмісту завислих речовин в освітлюваній воді. Найбільш високий ефект спостерігається при вмісті завислих речовин у вихід-

ній воді до 100-150 мг/дм³, при збільшенні каламутності води до 250 мг/дм³ ефективність обробки зменшується, а при подальшому підвищенні вмісту завислих речовин використання активованого розчину коагулянту для обробки води недоцільно. Із зменшенням вмісту завислих речовин до 25-50 мг/дм³ вплив активованого розчину коагулянту також зменшується: при каламутності 25 мг/дм³ ефективність обробки складає для гідравлічної крупності 0,2 і 1,2 мм/с відповідно 23,1 і 10,2%, 50 мг/дм³ - 26,2 і 12,5%, 100 мг/дм³ - 41,8 і 24,1%. Вплив активованого коагулянту на гідравлічну крупність підвищується із зменшенням останньої. Так, при каламутності води 100 мг/дм³ ефективність обробки для гідравлічної крупності 0,2 і 1,2 мм/с складає відповідно 41,6 і 24,1% для всього діапазону досліджених вод.

Ефективність обробки води активованим розчином коагулянту залежить від каламутності вихідної води. Найбільша ефективність спостерігається при каламутності вихідної води до 200-250 мг/дм³, при каламутності води 300 мг/дм³ і більш вона зменшується, а при каламутності. 450-500 мг/дм³ - відсутній.

Ефективність обробки води при освітленні її в літній період вище, ніж в період весняного паводку. Ефективність максимальна в діапазоні каламутності води до 150 мг/дм³, що має певне значення при очищенні природних вод поверхневих джерел водопостачання, в яких вміст завислих речовин практично не перевищує 100-150 мг/дм³. У системах промислового водопостачання вміст завислих речовин в технічній воді, що поступає на очисні споруди, рідко перевищує 150-200 мг/дм³, що дозволяє використовувати активовані розчини коагулянту в процесах очищення води.

Контрольні запитання:



1. Опишіть будову молекули води і пов'язані з її особливостями властивості.
2. Як змінюються структура і властивості водно-дисперсних систем під дією магнітного поля?
3. Які принципи лежать в основі «іонної» гіпотези, що пояснює структурні зміни при магнітній обробці водно-дисперсних систем?
4. Значення дзета-потенціалу як критерія повноти протікання процесу коагуляції.
5. Зміна дзета-потенціалу при магнітно-електричній активації розчинів сульфату алюмінію.
6. Як впливає магнітно-електрична активація розчину активної силікатної кислоти на міцність гелів гідроксиду алюмінію?
7. Які фактори впливають на освітлення води при обробці її активованим розчином коагулянту?



Література до вивчення теми:

1. Кульский Л.А., Душкин С.С. Магнитное поле и процессы водообработки. – К.: Наукова думка, 1988. – 112 с.
2. Душкин С.С. Улучшение технологии очистки природных и сточных вод магнитным полем. – Харьков: Изд-во при ХГУ изд. объединения «Вища школа», 1988. – 150 с.
3. Душкин С.С., Евстратов В.Н. Магнитная водоподготовка на химических предприятиях. – М.: Химия, 1986. – 144 с.
4. Душкин С.С. Интенсификация реагентных методов очистки воды. – К.: УМК ВО, 1991. – 168 с.
5. Душкин С.С. Физические методы водоподготовки. – К.: УМК ВО, 1989. – 151 с.

6. Душкин С.С., Беличенко Ю.П. Интенсификация процессов водоподготовки магнитным полем. – М.: ВНИИ информации по строительству и архитектуре, 1987. – 54 с.

ТЕМА 3. Апаратурне оформлення і практика використання активаторів реагентів

1. Конструктивні особливості магнітних активаторів.
2. Розрахунок магнітних і електричних параметрів пристроїв для магнітної водообробки.
3. Аналіз результатів виробничих випробувань магнітно-електричної активації розчинів реагентів.

1. Конструктивні особливості магнітних активаторів

У практиці магнітної водопідготовки і очищення стічних вод можуть бути використані різні пристрої для магнітної обробки водно-дисперсних систем (більшість з них виготовлена невеликими серіями або в одиничних екземплярах).

Апарати для магнітної обробки води діляться на два основні види: апарати з постійними магнітами і з електромагнітами. Апарати на постійних магнітах мають певні переваги в порівнянні з апаратами на електромагнітах: вони прості в експлуатації, можуть використовуватися у вибухонебезпечних місцях, не вимагають витрати електроенергії і обмотувального дроту та ін. Головним недоліком цих апаратів є складність оперативного регулювання напруженості поля.

Для поліпшення процесів реагентного зм'якшення води на Дніпро-дзержинській ГРЕС використаний апарат для магнітної обробки води продуктивністю 100 м³/год., схема якого зображена на рис. 1.13. Апарат складається з корпусу, осердя і електромагнітної системи. Корпус апарату із сталі є циліндричним, до його основи приварюють конічні частини з фланцями. Циліндрова частина складена з двох половинок, з'єднаних вставкою з немагнітного матеріалу. До осердя, виконаного з круглої сталі, наглухо прикріплюються бронзові конічні частини. Електромагнітна система апарату з магнітопроводів і намагнічувальних котушок застосовується для створення необхідного магнітного потоку в робочому зазорі. Особливість цього апарату в тому, що подача імпульсів електричного струму в котушку електромагнітної системи, проводиться від генератора імпульсів з регульованою частотою електричного струму від 2 до 6 Гц, вибраної з урахуванням оптимальних параметрів магнітної обробки води для конкретних умов експлуатації.

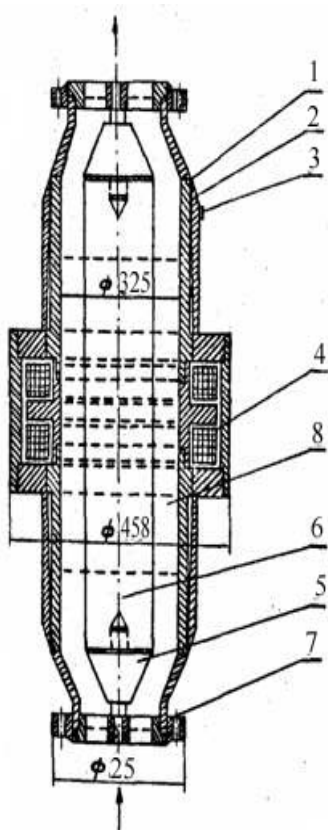


Рис. 1.13 -

Електромагнітний апарат
продуктивністю 100
м³/год:

- 1 - корпус; 2 -
магнітопровід; 3 - вінт-
фіксатор; 4 - котушка для
намагнічування; 5 -
розсікателі;
6 - сердечник; 7 -

Для магнітно-електричної активації розчинів реагентів, що передбачає послідовну обробку вихідного розчину магнітним полем і електрокоагуляцію, може бути використано пристрій, показаний рис. 1.14.

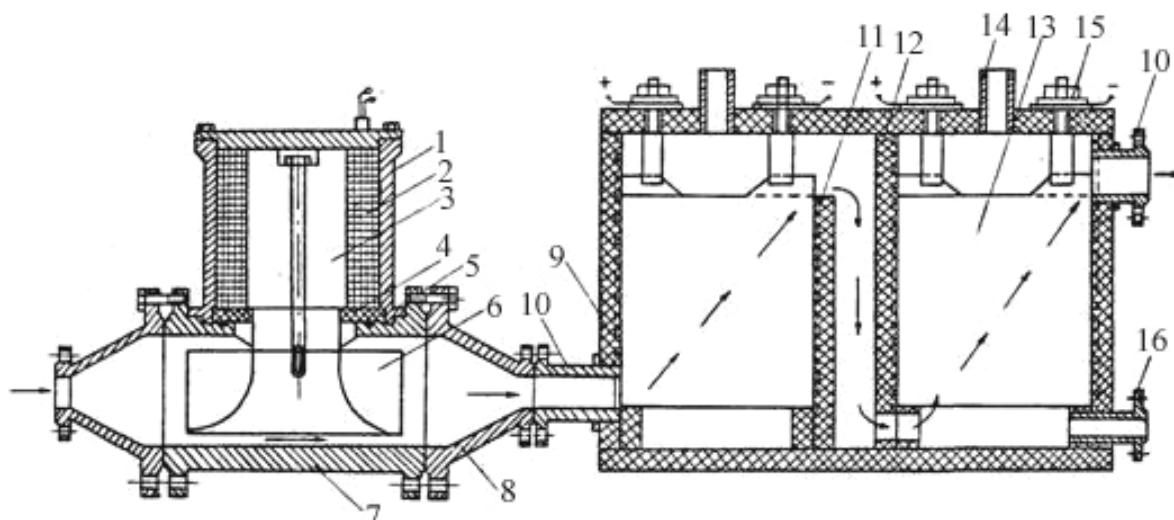


Рис. 1.14 - Пристрій для магнітно-електричної активації розчинів реагентів:

- 1 - корпус електромагнітної системи; 2 - котушка 3 - осердя; 4 - діамагнітна плита; 5 - гідроізолюючі прокладки 6 - полюсний наконечник; 7 - корпус магнітопроводу; 8 - сполучні муфти; 9 – корпус електрокоагулятора; 10 – впускний і випускний патрубки; 11 –переливна і прохідна перемички; 13 – пластини; 14 – штуцер для відведення водню; 15 – сполучна клемма; 16 – зливний патрубок

Пристрій складається з двох послідовно з'єднаних апаратів: магнітного активатора і електрокоагулятора. Розчин реагенту, проходячи в робочому зазорі між корпусом магнітопроводу і полюсним наконечником, піддається дії магнітного поля, що створюється електромагнітною котушкою. Далі він поступає в електрокоагулятор, де насичується анодно-розчинним залізом. Корпус електрокоагулятора виготовлений з оргскла завтовшки 80 мм. У ньому розташовані переливна і прохідна перемички. У кришці корпусу є штуцери для водню і сполучні клеми для подачі струму на пластини. Для магнітно-електричної активації розчинів реагентів, використовуваних у процесі очищення води, застосовується також спеціальний пристрій для магнітної обробки рідини (магнітний активатор), схема якого зображена на рис. 1.15 (з одночасною обробкою вихідного розчину магнітним полем і електрокоагуляцією).

Пристрій містить корпус, виконаний з діамагнітного матеріалу, на якому розташований магнітопровід з намагнічувальною котушкою електромагнітної системи. Внутрішня частина корпусу розділена на дві частини діамагнітним циліндром. У центрі пристрою розташоване секціоноване осердя, частини якого ізолювані одна від одної і від решти конструктивних елементів пристрою ізолюючими втулками, і перфоровані стакани з діамагнітного матеріалу, наповнені сталеною стружкою. До вихідних стрижнів осердя приєднується джерело постійного струму. У зібраному вигляді секціоноване осердя і перфоровані стакани, заповнені сталеною стружкою, укріплені на внутрішньому циліндрі і зов-

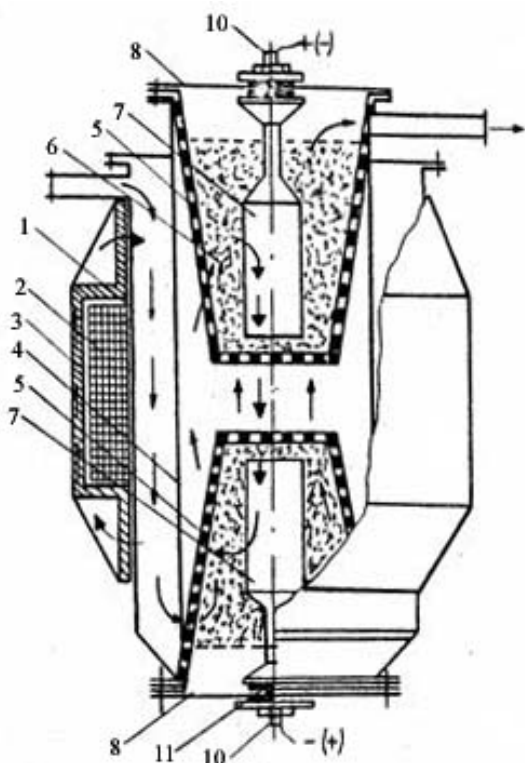


Рис. 1.15 - Конструктивна схема активатора розчину реагентів:

- 1 – корпус; 2 – електромагнітна котушка; 3 – кожух магнітопроводу;
- 4 – розділовий діамантний циліндр;
- 5 – перфоровані стакани;
- 6 – сталеві стружки; 7 – осердя-електрод; 8, 9 – верхній і нижній фланці; 10 – клемма; 11 – ізолююча втулка

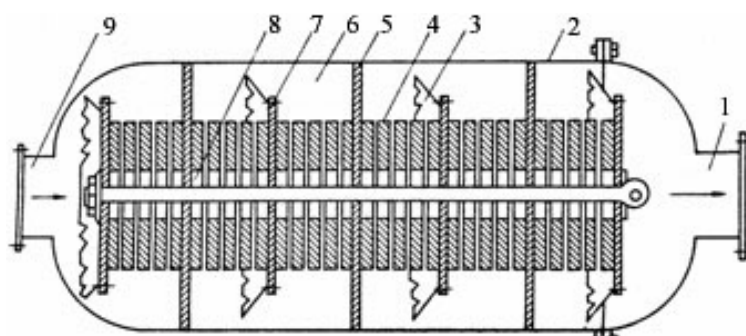


Рис. 1.17 - Апарат конструкції ГІАПа:

- 1, 9 – штуцера для входу і виходу води;
- 2 – корпус; 3 – корпусний козирок; 4 – система блоків з магнітів; 5 – перегородка; 6 – канал;
- 7 – кільцева порожнина; 8 – центральний канал

накипом у чавунних секційних водогрійних котлах систем опалювання і гарячого водопостачання продуктивністю 3-5 м³/ч показана на рис. 1.16. Апарат ПМУ складається з п'яти однотипних секцій. Кожна з них має вигляд стакану, в центральній частині якого вміщений постійний магніт циліндрової форми з

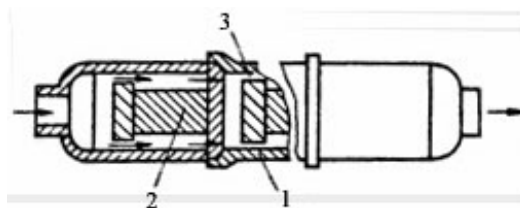


Рис. 1.16 - Апарат ПМУ з постійними магнітами:

- 1 – стакан; 2 – магніт; 3 – зазор

нішньому корпусі, розділеному ізолюючими втулками від неметалічних конструктивних деталей. Із зовнішньої сторони корпусу вміщена намагнічувальна котушка з магнітопроводом. Пристрій працює таким чином. Оброблюваний розчин поступає в підвідний патрубок. Проходячи між корпусом і циліндром, він піддається обробці магнітним полем, що створюється електромагнітною котушкою. Під тиском рідина потрапляє в перфорований стакан, наповнений сталеною стружкою. Проходячи крізь сталеву стружку, вона насичується гідроксидом заліза в результаті електролітичного процесу розчинення сталевих стружок під дією протікаючого постійного струму, джерело якого приєднане до осердь. Одночасно при насиченні гідроксидом заліза рідина ще раз обробляється магнітним полем, після чого вона поступає у відповідний патрубок.

У міру витрати (розчинення) сталеної стружки під дією сил, що створюються магнітним полем, відбувається її самоущільнення, що забезпечує постійний режим ступеня насичення оброблюваного розчину гідроксидом заліза.

Схема апарату з постійними магнітами типу ПМУ (завод ім. Войкова, м. Москва) для боротьби з

полюсним наконечником. Між ним і стінкою стакана є зазор розміром 2-3 мм, через який протікає вода. Напруженість магнітного поля в цьому зазорі 120-160 кА/м. Апарати конструкції Державного інституту азотної промисловості (ДІАП) (рис. 1.17) успішно експлуатуються на ряду підприємств хімічної промисловості. Усередині корпусу апарату розташована магнітна насадка, що є системою блоків з постійних магнітів у формі кілець із зазорами між ними; вона створює канал із стінкою корпусу. Між блоками знаходяться перегородки і кільцеві порожнини. Перегородки перекривають центральний канал і утворюють з корпусом щільні зазори, нижче за які до них прикріплені корпусні козирки з прорізами для динамічної дії на потік води. При роботі апарату вода поступає по штуцеру і проходить від низу до верху, омиваючи систему блоків і перегородки, багато разів змінюючи напрями. При проходженні потоку через щільні зазори і по зазорах між магнітами вода піддається магнітній обробці і виходить з апарату.

В апаратах конструкції ДІАП використовуються ферритобарієві магніти

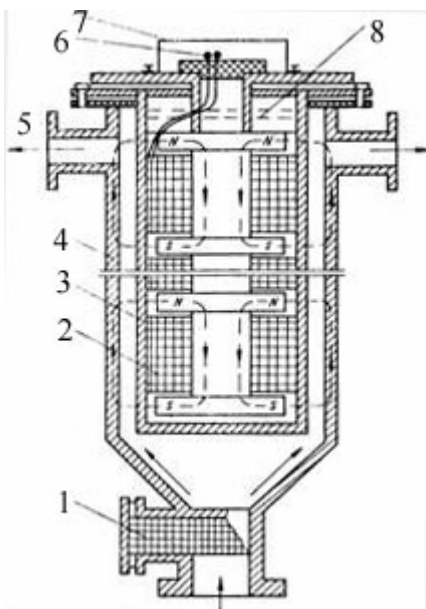


Рис. 1.18 - Апарат Чебоксарського заводу "Енергозапчастина":

- 1 - знімна сітка (фільтр);
- 2 - сорочка з немагнітного матеріалу; 3 - внутрішній магнітопровід; 4 - корпус (зовнішній магнітопровід); 5 - патрубок;
- 6 - вивідні кінці; 7 - кожух клемної коробки; 8 - трансформаторне масло

На рис. 1.18 подана схема апарату з електромагнітами Чебоксарського електромеханічного заводу "Енергозапчастина" (конструкції Всесоюзного теплотехнічного інституту), дослідні зразки якого випробувані в котельних, на підпиточній воді систем гарячого централізованого водопостачання і т.д. Електромагніти живляться постійним струмом, випрямляч має пристрій для регулювання напруженості магнітного поля. Електромагнітні котушки захищені від води діамантною сорочкою. Для охолодження і ізоляції котушок в захисну сорочку заливають трансформаторне масло. Продуктивність апарату 25 м³/год., максимальна напруженість магнітного поля в робочому зазорі 280 кА/м.

Апарати з електромагнітами Севастопольського електроремонтного заводу випускали за технічною документацією, розробленою ХІКСом. Пристрій апаратів конструкції ХІКСа показаний на рис. 1.19. Корпус електромагнітного апарату виготовлений із сталевий труби, всередину якої у процесі збірки апарату вставляється електромагнітна система, що складається з кожуха (немагнітний матеріал),

шести намагнічувальних котушок, полюсних кілець, муфти, розпору, і осердя. Кожух електромагніту з одного боку закритий конусною гайкою, а з другого має фланець, що з'єднується з фланцем корпусу за допомогою болтів. Центрування кожуха електромагніту усередині корпусу апарату здійснюється за допомогою регульовального гвинта. Поступаюча в електромагнітний апарат вода проходить по робочому зазору, перетинає магнітні поля і піддається

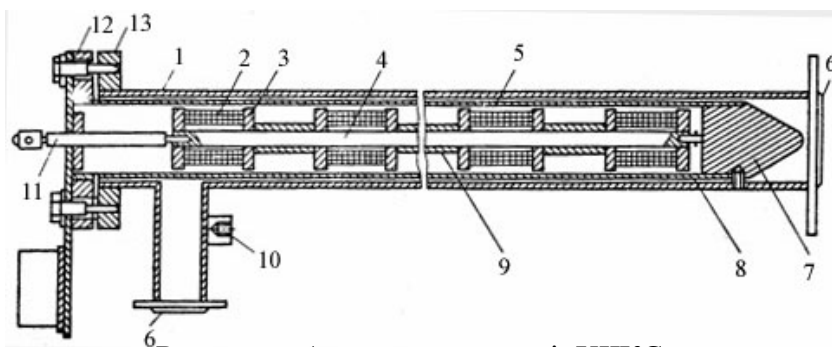


Рис. 1.19 - Апарат конструкції ХІКСа:

- 1 – корпус; 2 – намагнічуюча котушка; 3 – полюсні кільця;
4 – осердя; 5 – кожух; 6 – приєднувальний фланець;
7 – конусна гайка; 8 – робочий зазор; 9 – поверхня сердечника;
10 – гвинт для заземлення; 11 – регулювальний гвинт; 12 – фланець електромагнітної системи;
13 – фланець корпусу

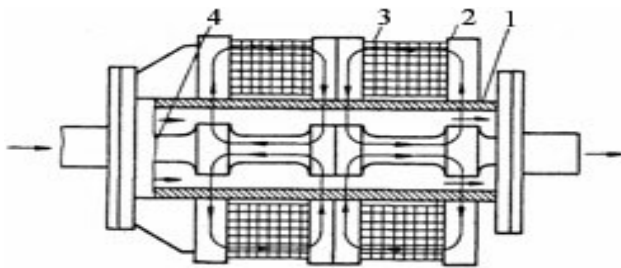


Рис.1.20 - Апарат з електромагнітами конструкції Харківського інженерно-економічного інституту:

- 1 – сталева труба;
2 – полюси електромагнітів; 3 – котушка;
4 - осердя

розійнотійкої немагнітної сталі. Фільтр цієї конструкції має циліндровий корозійнотійкий корпус, підвідний і відвідний патрубк, люк. Намагнічувальна котушка розміщена на осерді з полюсним наконечником, кріпиться болтами до магнітопровідної плити, на торцях якої укріплені наконечники з магнітопровідними косинцями і монтажними петлями. На зовнішній поверхні корпусу встановлена електромагнітна система, що складається з шести симетрично розташованих електромагнітів, елементи якої з'єднані талрепами з опорним кільцем. У зібраному вигляді електромагнітну систему встановлюють із зовнішньої сторони іонообмінного фільтра в зоні між верхнім завантажувальним люком і дренажем так, щоб кожен електромагніт був розташований симетрично протилежному електромагніту.

Фільтр працює таким чином. У фільтр, завантажений іонообмінним матеріалом, по підвідних трубопроводах подається вихідна вода, яка, проходячи через шар іоніту, очищається від іонних домішок, наприклад від солей жорсткості. При включенні джерела живлення електромагнітної системи по обмотці намагнічуючої котушки протікає електричний струм, що обумовлює відповідну величину магнітного потоку, який протікає по осердю, полюсному наконечнику, магнітопровідній плиті і полюсному наконечнику. Магнітний потік з вер-

магнітній обробці. Приєднання апарату здійснюється фланцем. Заземлення проводиться гвинтом.

Апарати з електромагнітами конструкції Харківського інженерно-економічного інституту (рис. 1.20) випробувані в котельних і системах тепlopостачання, можуть бути використані для зменшення утворення накипу та інших інкрустацій в

системах промислового водопостачання.

Для магнітної активації іонообмінних процесів розроблені й впроваджені іонообмінні фільтри із зовнішнім і внутрішнім розташуванням магнітних активаторів.

Іонообмінний фільтр із зовнішнім розташуванням електромагнітної системи (рис. 1.21) може використовуватися в системах водопостачання в тих випадках, коли корпус виконаний з ко-

хнього і нижнього полюсних наконечників замикається на центральний полюсний наконечник, проходячи через іонообмінний матеріал і вихідну воду, утворює замкнутий магнітний ланцюг, забезпечуючи при цьому інтенсифікацію процесу іонообмінного очищення фільтрованої води.

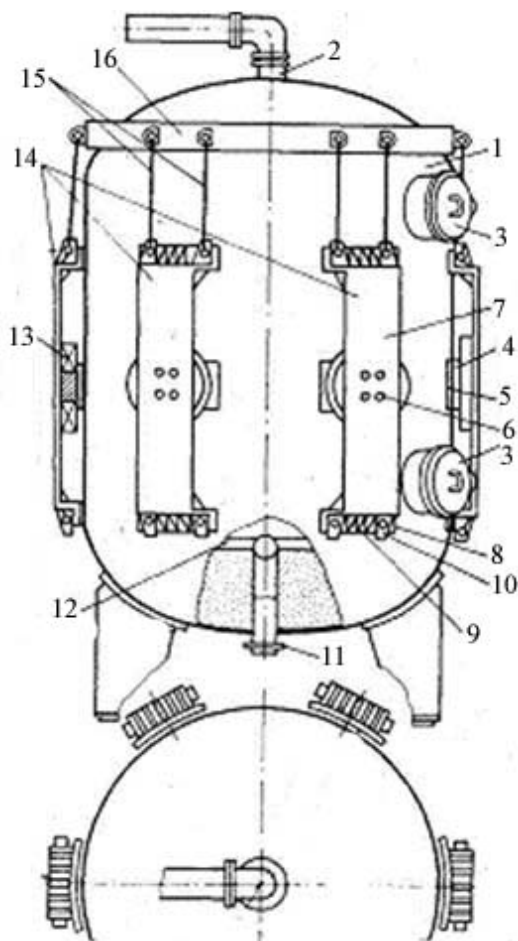


Рис. 1.21 - Іонообмінний фільтр із зовнішнім розташуванням електромагнітної системи: 1 – корпус; 2, 11 – підвідний і відвідний патрубки; 3 – люк; 4 – осердя; 5 - полюсний наконечник; 6 – болти; 7 – магнітопроводяща плита; 8 – наконечники; 9 - магнітопроводящие косинці; 10 - монтажні петлі; 12 – дренаж; 13 – намагнічувальна котушка; 14 - електромагнітна система; 15 – талрепи; 16 - опорне кільце

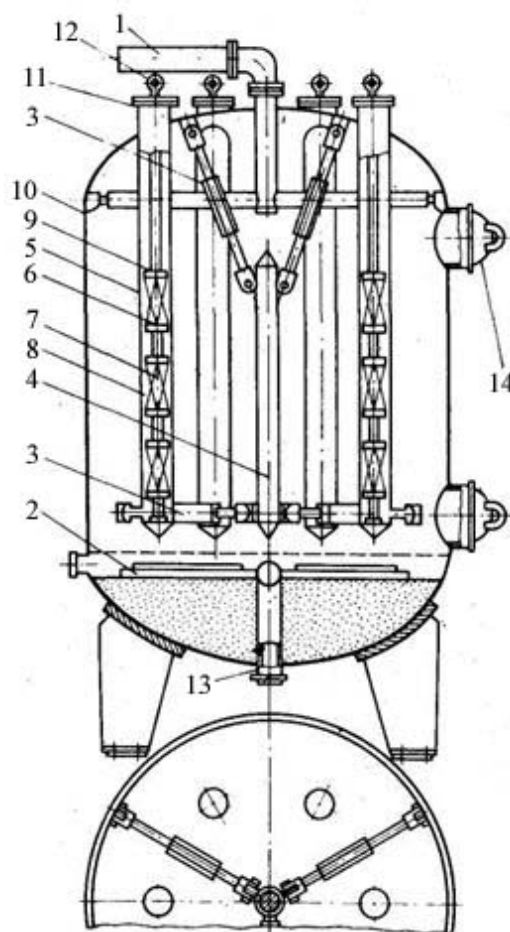


Рис. 1.22 - Іонообмінний фільтр з внутрішнім розташуванням електромагнітної системи: 1, 13 – підвідний і відвідний патрубки; 2 – дренажна система; 3 – стягнуті муфти; 4 – сердечник; 5 – сталеві циліндри; 6, 9 - полюсні кільця; 7 - сталеві осердя; 8 - намагнічувальні котушки; 10 – корпус; 11 - фіксуюча кришка; 12 - вантажний стрижень; 14 - люки для завантаження і вивантаження

Іонообмінний фільтр з внутрішнім розташуванням електромагнітної системи (рис. 1.22) може бути використаний для очищення природних і стічних вод за умови, що корпус фільтру виготовлений з магнітопроводящей стали. Він складається з циліндрового корпусу, підвідних і відвідних патрубків, люків для завантаження і вивантаження іонообмінного матеріалу. Усередині фільтру, по його центру, вертикально встановлене сталеве осердя, для центрування якого передбачені стягнуті муфти. У фільтр введені шість циліндрів із сталі, які вертикально розміщені по колу між корпусом фільтру і сталевим осердям; циліндри приварені до корпусу фільтру. У вертикально розташовані циліндри введена

електромагнітна система, що складається з трьох намагнічувальних котушок із сталевими осердями, до торців яких приєднані зверху і знизу полюсні кільця. Між кожною намагнічувальною котушкою і полюсними кільцями встановлені діаманітні вставки.

Установка електромагнітної системи здійснюється за допомогою вантажного стрижня діаметром 24 мм з фіксувочною кришкою діаметром 400 мм. Електромагнітна система встановлена між завантажувальним люком і дренажним пристроєм.

2. Розрахунок магнітних і електричних параметрів пристроїв для магнітної водообробки.

Розрахунок магнітних і електричних параметрів активаторів проводять для однієї намагнічувальної котушки, яка створює самостійний магнітний контур. Завданням розрахунку є визначення намагнічувальної сили, необхідної для створення магнітного потоку в робочому зазорі активатора.

Розрахунок виконують на основі законів магнітного ланцюга.

Величина падіння магнітного потенціалу

$$H \cdot l = \frac{\Phi \cdot l}{\mu \cdot S}, \text{ кА}, \quad (1.2)$$

де H – напруженість магнітного поля, кА/м;

l - довжина даної ділянки магнітопровода, см;

Φ - магнітний потік, Вб;

μ - магнітна проникність матеріалу ділянки магнітопровода або повітряного зазора, Вб·А⁻¹·см⁻¹;

S - переріз розрахункової ділянки магнітопровода, см²;

Сума падінь магнітних потенціалів для замкнутого ланцюга згідно з другим законом Кірхгофа для магнітного ланцюга рівна силі котушки електромагніту, через яку проходить сумарний магнітний потік

Силу намагнічування котушки електромагніту можна визначити за формулою

$$F = \Sigma \Phi / (\Sigma G), \text{ А}, \quad (1.3)$$

де $\Sigma \Phi$ - сумарний розрахунковий магнітний потік одного магнітного контура, Вб;

ΣG - сумарна провідність магнітного ланцюга, Вб/А.

Виходячи із заданої напруженості магнітного поля, визначають в робочій зоні магнітний потік, потік у краєвих зазорах $\Phi_{кр}$ і магнітний потік виток, тобто $\Sigma \Phi = \Phi_z + \Phi_{кр} + \Phi_y$.

Магнітну провідність феромагнітних ділянок магнітного ланцюга активатора – зовнішнього магнітопровода осердя – розраховують за формулою

$$G = \mu_{ст} \cdot (S_M / L_{CM}), \text{ Вб/А}, \quad (1.4)$$

де $\mu_{ст}$ - магнітна проникність стали при відповідній індукції, Вб·А⁻¹·см⁻¹;

S_M - площа перерізу магнітопровода, см²;

L_{CM} - довжина магнітопровода, см.

Магнітна провідність повітряних зазорів

$$G = \mu_0 \cdot (q_n / \delta), \text{ Вб/А}, \quad (1.5)$$

де μ_0 - магнітна проникність повітря, $\text{Вб} \cdot \text{А}^{-1} \cdot \text{см}^{-1}$; у розрахунках приймають $1,26 \cdot 10^{-8} \text{ Вб} \cdot \text{А}^{-1} \cdot \text{см}^{-1}$;

q_n - переріз магнітного потоку, см^2 ;

δ - величина зазору, см.

Силу намагнічування котушки електромагнітів визначають з урахуванням коефіцієнта запасу $K_3 = 1,2$ на невраховані потоки витоку за формулою

$$F = \Sigma \Phi \cdot \Sigma (R \cdot K_3), \text{ А}, \quad (1.6)$$

де ΣR - сумарний магнітний опір одного магнітного контура, А/Вб .

При розрахунку намагнічувальної котушки визначають такі параметри:

- переріз обмотувального дроту (по міді)

$$S_M = F \cdot l_{cp} \rho / U_H, \text{ мм}^2, \quad (1.7)$$

де l_{cp} - середня довжина одного витка намотувального дроту, м;

ρ - питомий електричний опір матеріалу дроту, Ом;

U_H - номінальна напруга джерела живлення, В.

- кількість витків котушки

$$W = F / (\gamma \cdot S_M), \quad (1.8)$$

де γ - щільність струму, А/мм^2 .

- кількість витків дроту в ряді намагнічувальної котушки

$$W_p = b / (K_{enn} \cdot d_n), \quad (1.9)$$

де b - геометричний розмір каркаса котушки, мм;

K_{enn} - коефіцієнт нерівномірності укладання; $K_{enn} = 1,1-1,2$;

d_n - діаметр намотувального дроту з ізоляцією, мм.

- кількість шарів дроту намагнічувальної котушки

$$n = W / (K_y \cdot W_p), \quad (1.10)$$

де K_y - коефіцієнт запасу укладання;

- опір котушки

$$R_K = \rho \cdot l_{cp} \cdot W / S_M \text{ Ом},$$

- розрахунковий струм

$$I = U_H / R_K, \text{ А}; \quad (1.11)$$

- споживану потужність

$$P = m / U_H, \text{ Вт}. \quad (1.12)$$

де m - кількість намагнічуючих котушок.

3. Аналіз результатів виробничих випробувань магнітно-електричної активації розчинів реагентів

Аналіз роботи очисних споруд показав, що недоліками реагентного освітлення і знебарвлення води є значні габаритні розміри реагентного господарства і велика витрата реагенту, особливо при низьких температурах, а також в пе-

ріод весняного паводку і цвітіння води. У цей час споруди працюють з більшим навантаженням і нерідко не забезпечують необхідний ступінь очищення води і розрахункову продуктивність.

При виконанні виробничих випробувань вивчено вплив обробки води активованим розчином коагулянту на гідравлічну крупність коагульованої суспензії, прозорість і кольоровість освітленої води, а також можливість зниження розрахункових доз коагулянту і збільшення навантаження на очисні споруди.

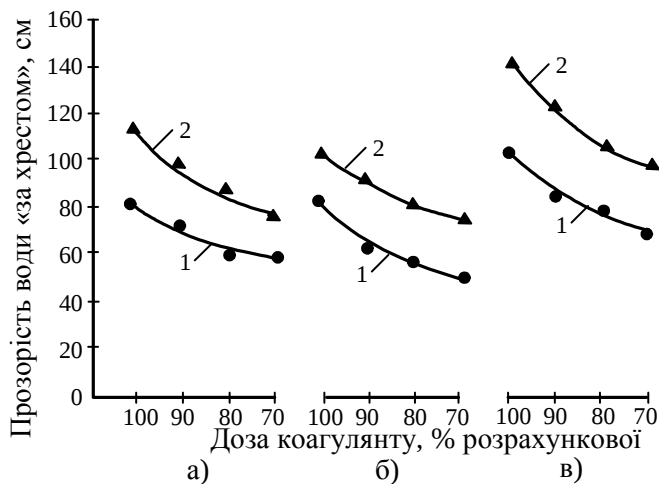


Рис. 1.23 - Вплив зниження дози коагулянту на прозорість освітленої води: а – зимовий період; б - весняний паводок; в – літній; 1 – звичайний розчин коагулянту; 2 – те ж, активований

При використанні активованого розчину коагулянту дози його можуть бути знижені в середньому на 25-30% без погіршення прозорості освітленої води в порівнянні з використанням звичайних розчинів.

Аналіз даних виробничих випробувань дозволив зробити висновок про можливість зниження розрахункових доз коагулянту і збільшення навантаження на відстійники без погіршення якості освітленої води (рис. 1.23). При використанні

активованого розчину коагулянту дози його можуть бути знижені в середньому на 25-30% без погіршення прозорості освітленої води в порівнянні з використанням звичайних розчинів.

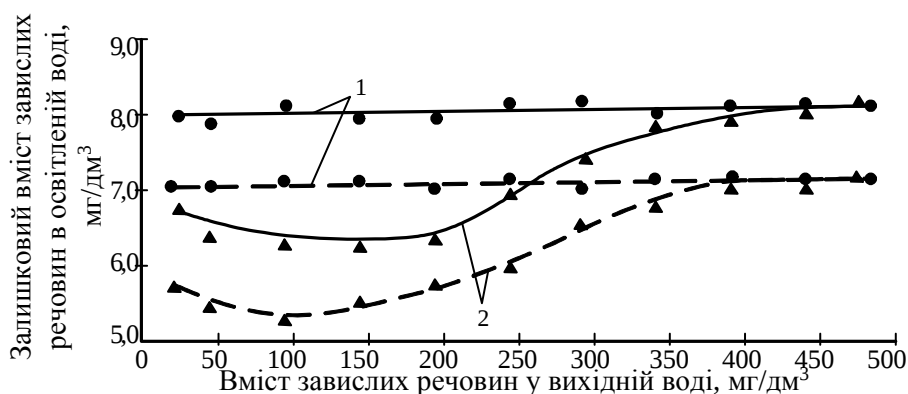


Рис. 1.24 - Зміна каламутності освітленої води залежно від вмісту завислих речовин: — - весняний паводок; - - - літній період; 1 – звичайний розчин коагулянту; 2 – те ж, активований

Дослідні дані показують, що при обробці води таким розчином освітлення її доцільно при вмісті завислих речовин до 250 мг/дм³ (рис. 1.24). При подальшому збільшенні каламутності ефективність освітлення зменшується, а при вмісті завислих речовин більше 350 мг/дм³ використання активованого коагулянту недоцільно. Відзначимо, що за даними досліджень у літній період якість освітлення води вище, ніж під час весняного паводку.

Відзначимо, що за даними досліджень у літній період якість освітлення води вище, ніж під час весняного паводку.

При використанні активованого розчину ПАА (в порівнянні із звичайним) покращала якість фільтрату впродовж фільтроциклу, причому останній збільшився від 6 до 11 год. без погіршення якості фільтрату.

Втрати тиску в завантаженні фільтру впродовж фільтроциклу при використанні звичайного розчину ПАА збільшуються швидше, ніж у разі активованого, проте в тому і другому випадках втрати тиску не перевищували значень, які негативно впливають на роботу фільтрів.

При застосуванні активованого розчину ПАА спостерігається збільшення брудомісткості завантаження швидких фільтрів (у порівнянні із звичайним на 35-43%). Так, якщо брудомісткість завантаження при використанні звичайного розчину ПАА складала 5,4, то при застосуванні активованого - 7,3-7,5 кг/м².

Таким чином, магнітно-електрична активація розчинів реагентів, використовувана у процесі очищення води, дозволяє поліпшити роботу фільтрів очисних споруд водопроводу (підвищуються швидкість фільтрування води, тривалість фільтроциклу і захисної дії завантаження, її трудомісткість, виходить фільтрат необхідної якості).

Крім того, магнітна обробка у багатьох випадках викликає коагуляцію суспензій, що призводить до зростання швидкості їх освітлення і підвищення щільності осаду, утворюваного у процесах очищення води.

Наведені дослідні й промислові дані свідчать про перспективність розробок в області фізичної активації води для поліпшення її очищення і, зокрема, використання магнітного поля для інтенсифікації процесів водообробки.

Контрольні запитання:



1. Принцип роботи магнітних активаторів.
2. Поясніть схему і принцип роботи апарату для магнітної обробки води, використовуваного для інтенсифікації процесів реагентного зм'якшування води на Дніпродзержинській ГРЕС.
3. Поясніть схему і принцип роботи апаратів, що передбачають послідовну обробку розчину магнітним полем і електрокоагуляцію.
4. Поясніть схему і принцип роботи апарату, що передбачає одночасну дію на вихідний розчин магнітного поля і електрокоагуляцію.
5. Поясніть схему і принцип роботи апарату ПМУ з постійними магнітами.
6. Поясніть схему і принцип роботи апарату конструкції ГІАПа.
7. Поясніть схему і принцип роботи апарату Чебоксарського заводу «Енергозапчастина».
8. Поясніть схему і принцип роботи апарату конструкції ХІКСа.
9. Поясніть схему і принцип роботи апарату з електромагнітами конструкції Харківського інженерно-економічного інституту.
10. Поясніть схему і принцип роботи іонообмінного фільтра із зовнішнім розташуванням магнітних активаторів.
11. Поясніть схему і принцип роботи іонообмінного фільтра з внутрішнім розташуванням магнітних активаторів.
12. Принцип розрахунку магнітних і електричних параметрів пристроїв для магнітної водообробки.



Література до вивчення теми:

1. Кульский Л.А., Душкин С.С. Магнитное поле и процессы водообработки. – К.: Наукова думка, 1988. – 112 с.

2. Душкин С.С. Улучшение технологии очистки природных и сточных вод магнитным полем. – Харьков: Изд-во при ХГУ, 1988. – 150 с.
3. Душкин С.С., Евстратов В.Н. Магнитная водоподготовка на химических предприятиях. – М.: Химия, 1986. – 144 с.
4. Душкин С.С. Интенсификация реагентных методов очистки воды. – К.: УМК ВО, 1991. – 168 с.
5. Душкин С.С. Физические методы водоподготовки. – К.: УМК ВО, 1989. – 151 с.
6. Душкин С.С., Беличенко Ю.П. Интенсификация процессов водоподготовки магнитным полем. – М.: ВНИИ информации по строительству и архитектуре, 1987. – 54 с.

ТЕМА 4. Застосування електрохімічних методів очистки води

1. Основи електрохімічної обробки води. Електрохімічні процеси і їх організація.
2. Електродні реакції, що протікають при електрохімічному очищенні води.
3. Теоретичні основи процесів, що відбуваються при електролізі водних систем.
4. Класифікація методів електрохімічного очищення води.
5. Характеристика деяких методів електрохімічного очищення води.

1. Основи електрохімічної обробки води. Електрохімічні процеси і їх організація

Електрохімія відноситься до області знань про взаємні перетворення хімічного і електричного видів енергії і про використання цих перетворень. **Електрохімічне очищення** забруднених природних і стічних вод засноване на використанні електричної енергії при проведенні процесів електролізу водних розчинів електролітів.

Електроліз здійснюється у системах, що складаються з таких елементів:

⇒ розчину електроліту - провідника другого роду, в якому речовини дисоційовані на іони (забруднені води є розчинами електролітів, оскільки в них завжди присутні іони в тій або іншій концентрації);

⇒ електродів - провідників першого роду, занурених в розчин електроліту;

⇒ зовнішнього джерела струму;

⇒ струмопідводів - металевих провідників першого роду, що з'єднують електроди з джерелом струму.

Механізм проходження струму через розчини електролітів. За сучасними переконаннями, електричний струм у металевих провідниках - це потік електронів, що пересуваються від негативного полюса джерела струму до позитивного. Якщо з'єднати полюси джерела струму металевим провідником, то джерело струму, подібно насосу, засмоктує електрони через позитивний полюс і виштовхує їх у провідник через негативний полюс.

У розчин електроліту опущені два електроди (рис. 1.25), з'єднані з полюсами джерела струму, заряджені один позитивно (анод), інший негативно (катод). Іони, що знаходяться в розчині, утворюються при дисоціації електроліту, пересуваються у двох протилежних напрямках: позитивні іони (катіони) рухаються до катода, негативні (аніони) - до анода. Досягаючи катода, катіони оде-

ржують від нього електрони, що не дістають їм, і стають нейтральними атомами або групою атомів (молекулами). Одночасно з цим аніони віддають аноду свої «зайві» електрони, теж переходячи в нейтральні атоми або групи атомів. Число електронів, що одержуються анодом, рівне числу електронів, передаваних за той же час катодом.

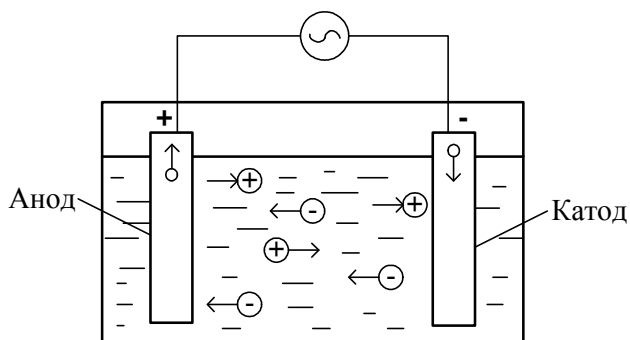


Рис. 1.25 – Принципова схема електролітичної ванни

На межі розділу електрод - розчин відбувається перехід від електронної провідності до іонної, причому проходження електричного струму через провідники другого роду супроводжується виділенням на електродах продуктів електрохімічних реакцій, тобто продуктів взаємодії іонів і електронів. Реакція між іоном і електроном на межі розділу елект-

род - розчин визначає перетворення електричної енергії в хімічну. Електрохімічні процеси, як правило, здійснюються або за рахунок підведеної ззовні електричної енергії, або при її отриманні.

Хімічні перетворення в розчині електроліту за рахунок зовнішньої електричної енергії відбуваються в електролізерах або електролітичних ваннах. У таких системах частина розчину електроліту, що знаходиться в анода, називається анолітом, що знаходиться у катод, – католітом.

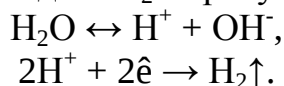
Відмітною особливістю електрохімічної реакції у порівнянні з хімічною є просторове розділення електрохімічної реакції на два зв'язані процеси (дві зв'язані електродні реакції). Необхідність контакту реагуючих частинок в розчині - перша характерна особливість гомогенного хімічного процесу. Друга особливість полягає в тому, що шлях електрона при цьому виявляється дуже малим, довжина його не перевищує радіуса атома або молекули.

2. Електродні реакції, що протікають при електрохімічному очищенні води

У загальному випадку при електролізі протікають окислювально-відновні процеси: на аноді – втрата електронів (окислення), на катоді – одержання електронів (відновлення).

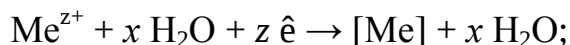
Реакції катодного відновлення:

- виділення газоподібного водню H_2 за рахунок розряду іонів водню H^+ :



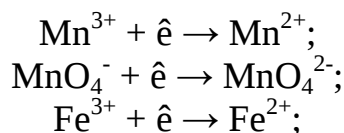
Підіймаючись в потоці рідини, бульбашки H_2 стикаються з нерозчинними частинками, прилипають до них і транспортують на поверхню; протікаючий процес називають *електрофлотацією*;

- електровідновлення металів з утворенням катодного осаду (електрокристалізація металів):

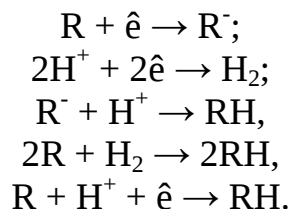


- відновлення речовин без виділення самостійної фази - процес іонної перезарядки металів і їх оксидів, при якій тільки змінюється валентність елементів,

наприклад:



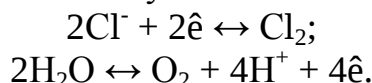
■ відновлення органічних сполук (як з утворенням осаду, так і без виділення твердої фази). Реакції йдуть в три стадії: перехід молекул органічної речовини в аніони, утворення атомарного водню, хімічне відновлення органічних речовин:



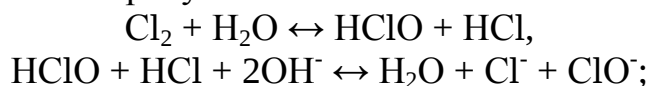
Реакції анодного окислення:

• виділення кисню. Процес залежить від pH середовища
у лужному $4\text{OH}^- \leftrightarrow \text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + 4\hat{e};$
у кислому $2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 4\hat{e};$

• виділення хлору. Цей процес має важливе значення при розробці методів електрохімічної деструкції органічних сполук і синтезу «активного хлору». При електролізі чистих водних розчинів кухонної солі протікають реакції



Хлор, що далі виділяється, розчиняється з утворенням соляної і хлорноватистої кислот і далі гіпохлориту:



• повне окислення органічних сполук з утворенням CO_2 , N_2 , H_2O , NH_3 ;

• анодне розчинення металів. При використанні залізних і алюмінієвих анодів протікає широко використовувана електролітична коагуляція. Свіжоосаджені гідроксиди мають підвищену адсорбційну активність до колоїдних і завислих часток.

Процеси, що протікають в об'ємі електроліту:

- ♦ зміна активної реакції (pH) середовища;
- ♦ зміна окислювально-відновного потенціалу (Eh) системи;
- ♦ фазово-дисперсні перетворення домішок води (формування - розчинення твердої, рідкої і газоподібної фаз);
- ♦ міграція частинок;
- ♦ теплові зміни;
- ♦ окислювально-відновні реакції.

3. Теоретичні основи процесів, що відбуваються при електролізі водних систем

Електролітична дисоціація водних систем.

Водні системи, що піддаються обробці електричним струмом, включають безпосередньо воду як розчинник, домішки, які можуть знаходитися у воді в рі-

зному ступені дисперсності, а також продукти електролізу, концентрація, склад і дисперсність яких залежать від тривалості і способу обробки.

Чиста вода, будучи слабким електролітом, відноситься до поганих провідників струму (ступінь дисоціації її на іони нікчемно малий), тому перенесення зарядів у воді при електролізі здійснюється в основному за рахунок присутніх в ній домішок або продуктів електролізу, що накопичуються.

Домішки у воді можуть знаходитися у грубодисперсному, колоїдному, молекулярному й іонному станах. Речовини у всіх чотирьох групах ступеня дисперсності взаємодіють з електричним полем, але в перенесенні зарядів беруть участь переважно тільки частинки, що знаходяться в розчині в колоїдному і іонному станах (рис. 1.25). Співвідношення зарядів, переносимих цими формами, визначається їх концентраціями і зарядом окремих частинок. У зв'язку з істотним переважанням числа частинок в іонному стані основна частка зарядів переноситься цими частинками.

Речовини (частинки), що мають іонну провідність, називають електролітами. Сильні електроліти повністю диссоціюють на іони, слабкі – тільки частково.

Згідно з теорією Ареніуса однією з основних характеристик розчину є ступінь дисоціації розчиненої речовини

$$\alpha = N_1 / N_2 \quad (1.13)$$

де - число молекул, що розпалися на іони;

N_2 - загальне число молекул розчиненої речовини.

При $\alpha = 0$ дисоціація відсутня, при $\alpha = 1$ всі молекули диссоціюють на іони. Ступінь дисоціації залежить від природи розчиненої речовини і розчинника, концентрації розчину і температури. Величина α для слабких електролітів складає 0,01-0,02, для сильних – 0,8-0,99.

Дисоціація, так само, як і будь-яка інша хімічна реакція, характеризується константою рівноваги, названою константою дисоціації, яка залежить від температури розчину і типу розчинника. Так, при дисоціації сірчаної кислоти при $T=25^\circ\text{C}$

$$K_D = \frac{[\text{H}^+]^2 \cdot [\text{SO}_4^{2-}]}{[\text{H}_2\text{SO}_4]} = 1,2 \cdot 10^{-12}.$$

Залежність між ступенем і константою дисоціації визначається законом розбавлення Оствальда:

$$K_D = \frac{\alpha^2 \cdot C}{1 - \alpha}, \quad (1.14)$$

де C – концентрація речовини в розчині.

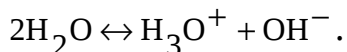
Оскільки $K_D = \text{const}$, то при розбавленні розчину (зміні C) міняється ступінь дисоціації α .

Іонна рівновага в розчинах електролітів.

Процес дисоціації є оборотним, оскільки катіони і аніони, зустрічаючись в розчині, знов з'єднуються в молекули. Як і у всякому оборотному процесі, тут

встановлюється рівновага, що характеризується в загальному випадку константою рівноваги.

Вода, хоч і в незначній мірі, але диссоціює на іони, внаслідок чого встановлюється рівновага:



Дана рівновага описується рівнянням іонного добутку води:

$$K_B = [\text{H}_3\text{O}^+] \cdot [\text{OH}^-].$$

Іонний добуток води при 22°C дорівнює 10⁻¹⁴. У нейтральних середовищах $[\text{H}_3\text{O}^+] = [\text{OH}^-] = 10^{-7}$. При $[\text{H}_3\text{O}^+] > [\text{OH}^-]$ розчин має кислу реакцію, при $[\text{H}_3\text{O}^+] < [\text{OH}^-]$ - лужну.

При дисоціації речовини на іони рівновага характеризується константою дисоціації.

У разі дисоціації комплексних частинок константу дисоціації називають константою нестійкості комплексу, яку використовують як характеристику стійкості будь-якої комплексної частинки в розчині.

Електропровідність електролітів.

Визначення електропровідності електролітів важливо з погляду кількісної оцінки ступеня і константи дисоціації, міжіонних та інших сил в розчині. З іншого боку, ця величина визначає опір електроліту, що дозволяє обчислити падіння напруги в електроліті і напругу електролізу.

Опір розчину визначається аналогічно металевим провідникам:

$$R_{\text{э}} = \rho_{\text{э}} \cdot l_{\text{э}} \cdot F_{\text{э}} \quad (1.15)$$

де - питомий опір електроліту;

$l_{\text{э}}$ - довжина проходження струму в розчині, м;

$F_{\text{э}}$ - переріз шару електроліту, м².

Величина, зворотна опору ($1/R_{\text{э}}$), називається електричною провідністю і виражається в сіменсах (См).

З погляду характеристики електроліту важливіший показник електропровідності

$$\chi_R = \frac{1}{\rho_{\text{э}}} = \frac{l_{\text{э}}}{R_{\text{э}} \cdot F_{\text{э}}}, \text{ См} \cdot \text{м}^{-1}. \quad (1.16)$$

Величина різних розчинів електролітів залежить від їх іонного складу і концентрації. Залежність $\chi_R = f(C)$ характеризується максимумом, що пояснюється збільшенням міжіонної взаємодії в електроліті при підвищенні його концентрації. Для більшості електролітів такий максимум спостерігається при концентраціях 100-200 мг/л, що не характерне для природних і стічних вод. Для слабкоконцентрованих розчинів солей (0,5-5,0 г/л) може бути прийнятий лінійний характер залежності електропровідності від концентрації.

Окислювально-відновна рівновага.

При протіканні окислювально-відновних реакцій виникає потенціал між окисленою і відновленою формою речовини. Наприклад, при зануренні металу

в розчин його солі виникає потенціал між іонами металу, що перейшли в розчин, і самим металом, тобто відбувається електрохімічний процес:



Напрямок окислювально-відновних реакцій, можливість їх протікання і одночасного існування в розчинах різних сполук дозволяють встановити значення стандартних потенціалів.

Окислена форма речовини з великим потенціалом є окислювачем для відновлених форм з нижчим потенціалом і, навпаки, відновлена форма речовини є відновником для окислених форм з вищим потенціалом. Таким чином, користуючись стандартним потенціалом, можна визначити, в якому напрямі піде реакція, і розрахувати її окислювально-відновний потенціал, величина якого рівна різниці потенціалів окислювача і відновника.

4. Класифікація методів електрохімічного очищення води

Електрохімічні методи обробки води можна розділити на три групи.

Перша група методів забезпечує зміну фізико-хімічних і фазово-дисперсних характеристик забруднень з метою їх знешкодження або швидшого вилучення з води.

ЕЛЕКТРОХІМІЧНІ МЕТОДИ	I група Методи перетворення	Електрокоагуляція
		Електрохімічна деструкція
		Електрокристалізація
		Електроокислення (домішок або води)
		Електровідновлення (домішок або води)
	II група Методи розділення	Електрофлотація
		Електродіаліз
		Електроосмос
		Електрофорез
		Електрофільтрування
	III група Комбіновані методи	Електрофлотокоагулювання
		Електрокаталітична деструкція
		Комплекс електричних дій
		Електроосадження
		Електроіонообмінний метод
		Електрохімічне знезараження

Перетворення домішок може протікати через ряд послідовних стадій, починаючи з електронного рівня взаємодії розчинних сполук і закінчуючи зміною яких-небудь електроповерхневих або об'ємних характеристик грубо-дисперсних речовин.

З електрохімічних методів перетворення речовин найширше розроблений і впроваджується у практику метод електрокоагуляції. Дістав розвиток метод електрохімічної деструкції для знебарвлення барвників і окислення інших органічних домішок, а також метод анодного окислення і катодного відновлення. Інтенсивний розвиток останніми роками одержав метод діафрагменного електролізу з метою коректування рН і Eh води і подальшого перетворення домішок.

Друга група методів призначена для концентрації домішок в локальному об'ємі електроліту без істотної зміни фазово-дисперсних або фізико-хімічних властивостей речовин, що виділяються.

Розділення домішок і води відбувається в основному за рахунок флотації бульбашками газів або силової дії електричного поля, що забезпечує транспорт заряджених частинок в рідині. Можливий також транспорт незаряджених частинок в рідині при закріпленні їх на носії, що спеціально вводиться і володіє певним зарядом. Такий напрям ширше використовується в магнітному розділенні, проте електричне розділення з допоміжним носієм має великі перспективи.

З електрохімічних методів розділення найбільшого поширення набув метод електродіалізу з метою знесолювання природних і промислових стічних вод. Розроблені і серійно освоєні апарати для електродіалізного опріснення води. Інші методи ще не вийшли із стадії лабораторних або дослідно-промислових випробувань. Освоюються промисловістю апарати електрофільтрування води з метою утримання мікроорганізмів для потреб медичної, харчової і інших галузей промисловості. Є позитивний досвід експлуатації електрофлотаційних установок для очищення ряду категорій промислових стічних вод.

Третю групу складають комбіновані методи, що припускають поєднання одного або декількох методів перетворення і розділення забруднень в одному апараті.

Найбільше розроблений і використовується на практиці метод електрофлотокоагуляції (електрокоагуляції-флотації). Достатньо перспективним методом глибокої мінералізації важкоокислюваних органічних забруднень є комбіноване електрокаталітичне очищення стічних вод, що поєднує процеси електролізу з використанням нерозчинних анодів і гетерогенного каталізу.

Комплекс електричних дій припускає використання в одному апараті методів електрокоагуляції, електрофлотації, електророзряду малої потужності, ультразвукових дій, електрознезараження води та ін. Комплексне застосування такої сукупності методів доцільно при глибокому очищенні води для автономних об'єктів. Вибір відповідної сукупності методів при комплексній електричній дії залежить від вихідної і необхідної якості очищеної води.

Електроосадження як комбінований метод включає методи розділення - електродіаліз і електроосмос, а також методи перетворення - електровідновлення, електроокислення, електрокоагуляція. Електроіонообмінний метод передба-

час електричне регулювання властивостей іонообмінних і сорбційних матеріалів, що дозволяє у багатьох випадках здійснити і їх повну регенерацію

Знаходить застосування знезараження води методом прямого електролізу або з отриманням електролітичного хлора.

4. Характеристика деяких методів електрохімічного очищення води

Електрокоагуляція як метод перетворення домішок колоїдного ступеня дисперсності до грубодисперсного стану заснована на безлічі фізико-хімічних процесів, що протікають в рідині під впливом електричного струму, зокрема спостерігається протікання наступних процесів:

- ♦ електростатична (поляризаційна) коагуляція – взаємодія колоїдних частинок за рахунок сил тяжіння, що виникають при накладенні електричного поля;
- ♦ електрохімічна коагуляція – взаємодія частинок при зміні їх заряду або товщини подвійного електричного шару за рахунок зміни фізико-хімічних властивостей розчину в міжелектродному об'ємі або приелектродних шарах;
- ♦ електролітична коагуляція – взаємодія частинок при введенні потенціалотворюючих іонів металів за рахунок електрохімічного розчинення електродів;
- ♦ гідродинамічна коагуляція – злипання частинок за рахунок збільшення числа їх зіткнень при перемішуванні рідини в електроореакторі. перемішування рідини може здійснюватися як продуктами електрохімічних реакцій (електролізні гази, конвективні потоки), так і за рахунок конструктивних прийомів виконання електродних систем;
- ♦ концентраційна коагуляція – збільшення числа зіткнень частинок, що призводять до їх злипання, за рахунок підвищення локальних концентрацій частинок в міжелектродному об'ємі при їх транспорті, осадженні на електродах.

Вплив вищеперелічених складових електрохімічного процесу на коагуляцію частинок визначається їх розмірами, електричними властивостями, матеріалом електродів, технологічними параметрами електролізу, іонним складом води та ін.

З вживаних конструкцій апаратів для електрокоагуляції з розчинними електродами найширше впроваджені бездіафрагмені *електрокоагулятори пакетного типу*.

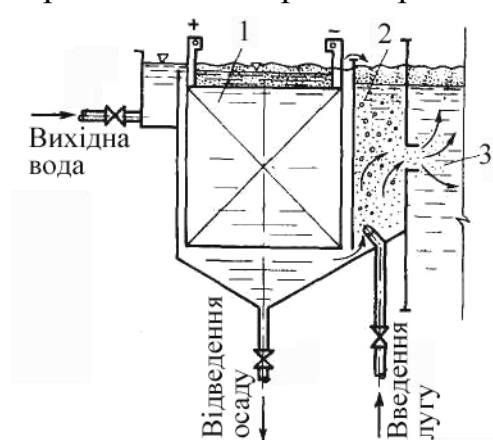


Рис. 1.26 – Електроореактор з «газовим» шаром:

- 1 – електродна система;
- 2 – газова кишенька;
- 3 – камера флоторозділення

Пакет розчинних електродів збирається за допомогою спеціальних шпильок і втулок, розпорів. Це забезпечує технологічність складки електродної системи і жорсткість конструкції. Проте експлуатація таких апаратів показала їх низьку надійність в роботі через забивання продуктами електрохімічних реакцій ділянок проходження сполучних шпильок, а також всього міжелектродного простору при відстані між електродами менше 6-8 мм. Вдалішим технічним рішенням слід вважати електрокоагулятори пазного типу. Електродний пакет в такому апараті закріплюється на рамі, в якій фреzerуються спеціальні пази для фіксації електродів.

Розташування електродів може бути поздовжнім і поперечним по відношенню до лотка для зливу обробленої води. При поперечному розташуванні токопідводи влаштовуються з боків електрокоагулятора поза зоною виділення водню, що підвищує безпеку обслуговування. Відстань між електродами слід приймати не менше 8-10 мм для запобігання забиванню міжелектродного простору. У нижній частині електрокоагулятора треба передбачити конічний бункер для збору окалини, шламу і гідроксидів металів, що випали у процесі роботи апарату (рис. 1.26). Електродами може бути листовий метал або металева стружка (рис. 1.27), що завантажується у спеціальні касети з графітовим токопідводом. Напрацьований таким чином коагулянт збирається в ємкості, звідки дозується в оброблювану воду.

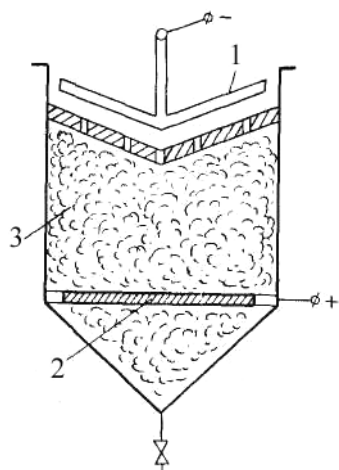


Рис. 1.27 – Стружечний електрокоагулятор:
1 – катод; 2 – нерозчинний анод; 3 – металева стружка

Електрокоагулятори забезпечують стабільний вихід металу при низьких витратах електроенергії. До недоліків таких апаратів слід віднести знижену коагулюючу і сорбційну здатність коагулянта у зв'язку з тривалим його зберіганням, а також підвищений солевміст оброблюваної води при використанні концентрованих електролітів, що не завжди є на тому чи іншому підприємстві.

Електрокоагулятори забезпечують стабільний вихід металу при низьких витратах електроенергії. До недоліків таких апаратів слід віднести знижену коагулюючу і сорбційну здатність коагулянта у зв'язку з тривалим його зберіганням, а також підвищений солевміст оброблюваної води при використанні концентрованих електролітів, що не завжди є на тому чи іншому підприємстві.

Електрокоректування pH і Eh в об'ємі розчину відбувається за рахунок електродних процесів. У прика-

тодном шарі відбувається підключення електроліту при розряді на катоді іонів або молекул води, у прианодному шарі розчину – підкислення середовища за рахунок розряду іонів OH^- або молекул води на поверхні аноду.

Якщо катодний або анодний процес виключає розряд молекул води, то відбувається накопичення тільки іонів H^+ або OH^- . З прикатодного або прианодного шару іони OH^- і H^+ мігрують в об'єм розчину за рахунок дифузії або конвекції, а також транспорту цих іонів в електричному полі, що бере участь в перенесенні струму. Оскільки продукти анодної і катодної реакцій утворюються в еквівалентній кількості, то при міграції цих іонів в об'ємі розчину відбувається їх хімічна взаємодія з утворенням знову молекул H_2O відповідно до іонної рівноваги води. У результаті цього процесу активна реакція середовища стає нейтральною або не відрізняється від первинної. Тому при необхідності зміни кислотно-основних властивостей розчину прагнуть подавити транспорт іонів H^+ і OH^- в об'ємі оброблюваної рідини. Це здійснюється шляхом розділення продуктів анодної і катодної реакцій інертними або іонообмінними діафрагмами, зниженням чисел перенесення іонів H^+ і OH^- за рахунок підвищення концентрації індиферентних іонів-переносчиків струму (K^+ , Na^+ , SO_4^{2-} та ін.).

Величина Eh змінюється аналогічно зміні величини pH з тією різницею, що на поверхні електродів і в об'ємі розчину відбуваються електронні зміни, а в розчині накопичуються продукти окислювально-відновних реакцій.

Умовою нейтральності води при $25^\circ C$ є підтримка $pH=7,0$ і $Eh=+0,404$ В. При зміні pH величина Eh чистої води також змінюється відповідно до рівняння

$$E_h = 0,817 - 0,059 \text{ рН}.$$

Для електрокоректування рН і E_h застосовують як бездіафрагменні, так і діафрагменні електролізери.

Бездіафрагменні електролізери використовують в тих випадках, коли процеси, що протікають на поверхні робочого електрода, незмінні або зміна властивостей розчину в приелектродних зонах не впливає негативно на вихід необхідних продуктів. Діафрагменні електролізери забезпечують розділення продуктів електродних реакцій, змішення яких виключає ефект зміни рН і E_h . Як правило, розділення продуктів реакцій здійснюється за допомогою іонообмінних або інертних діафрагм. Розділення можна також проводити без діафрагм, відбираючи католіт і аноліт безпосередньо з приелектродних зон.

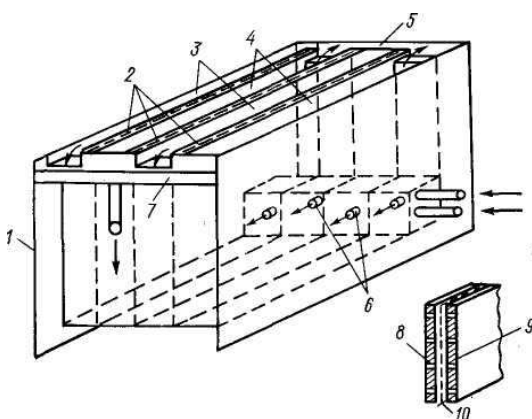


Рис. 1.28 - Діафрагменний електрокоректор рН безнапірного типа:

- 1 – бічні стінки; 2 – електродні блоки;
- 3 – катодні камери; 4 – анодні камери;
- 5 – лоток для збору аноліту; 6 – розподільна система вихідної води;
- 7 – лоток для збору католіту; 8 – катод; 9 – анод; 10 – діафрагма

На рис. 1.28 показана схема електрокоректора рН, що складається з катодних і анодних камер, розділених електродними блоками-модулями, підвідних і відвідних лотків і арматури. Конструктивною особливістю блоку електродів є те, що він складається з перфорованих катодів і інертних анодів (ОРТА, ОКТА, графіт, неіржавіюча сталь та ін.). При цьому отвори в електродах виконані співісно, а самі електроди і діафрагма щільно притиснуті один до одного з ізоляцією внутрішньої поверхні електродів спеціальним матеріалом (лаки, фарби та ін.). У цьому разі робота електродного блоку забезпечується зовнішніми поверхнями електродів і тим самим запобігає забиванню міжелектродного простору і діафрагми нерозчинними продуктами електродних реакцій. Це стабілізує роботу електрокоректорів в умовах електролізу води із складним іонно-молекулярним складом. Електрокоректори можуть бути виконані фільтропресного або ємкісного типів.

З метою використання окислювальних або відновних властивостей електролітичних газів, що виділяються в електрокоректорах, вони можуть бути уловлені і направлені в анодну або катодну зону.

Технологічні параметри роботи електрокоректорів залежать від сольового складу води і конструкції електродної системи.

Електрохімічна деструкція – це електроліз водних розчинів з метою електрохімічного окислення і відновлення як органічних, так і неорганічних сполук. Найбільше значення у процесах водоочистки має анодне окислення органічних забруднень з використанням нерозчинних електродів. Так, у водному розчині гідроксильні іони розряджаються з утворенням у результаті перекису водню, який потім може реагувати з органічною сполукою або розкладатися, даючи кисень і воду. Можливі також реакції поетапного перетворення складніших сполук до відносно простих залишкових продуктів.

При проведенні процесів електрохімічної деструкції перемішування сприяє відведенню в розчин речовин, що утворюються на електродах, зокрема деструкуючих агентів – хлору, кисню, озону та ін., що прискорює їх взаємодію із забрудненнями води.

Електрохімічна деструкція може здійснюватися в електролізерах з діафрагмою і без неї. Наявність діафрагми між електродами призводить до значного підвищення напруги на апараті і, отже, до збільшення витрати електроенергії. Слід також мати на увазі, що електролізери з діафрагмами представляють складнішу конструкцію; вживані в промисловості матеріали для розділення анодних і катодних процесів не мають 100%-ної селективності, що не дозволяє повністю вести процес в необхідних режимах електрохімічних реакцій; діафрагми у процесі роботи змінюють свою структуру, а також забиваються продуктами електролізу або механічними домішками електролітів, що викликає необхідність їх заміни або регенерації. Застосування діафрагменних електролизерів обумовлюється в деяких випадках специфічними властивостями забруднень. Так, очищення стоків від нітросполук доцільно проводити в дві стадії: на першій здійснюється відновлення нітропродуктів у катодній камері до аміносполук, а на другій – окислення одержаних амінів у анодній камері до нетоксичних продуктів.

Електрокристалізація характеризується виникненням твердої фази на поверхні електродів або в об'ємі розчину при протіканні електродних реакцій. Звичайно цей процес відбувається при електролізі гомогенних систем на поверхні електроду за рахунок розряду іонів. Найчастіше у практиці водоочистки використовується катодне відновлення іонів металів, в результаті якого утворюється кристалічна тверда фаза. Крім того, у прикатодній зоні за рахунок підключення розчину формуються кристали CaCO_3 , CaSO_4 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, які при взаємодії з електродом утворюють кристалічні осади.

Даний процес може використовуватися при утилізації благородних металів з промивних вод, обробці стічних вод гальванічного виробництва, а також для виділення солей жорсткості з метою запобігання утворення накипу в технологічному устаткуванні.

Серед методів розділення речовин привертає увагу **електрофлотація**, яка знаходить застосування для очищення стічних вод нафтопромислів, нафтобаз, нафтопереробних заводів, шкіряних заводів, хутряних фабрик, целюлозно-паперових і електрохімічних виробництв, текстильних, харчових підприємств та інших, а також при розділенні й ущільненні активного мулу після аеротенків на біологічних очисних спорудах.

При електрофлотації електролітично одержані газові бульбашки, спливаючи в об'ємі рідини, взаємодіють з частинками забруднень, внаслідок чого відбувається їх взаємне злипання, обумовлене зменшенням поверхневої енергії частинки, що флотує, і бульбашки газу на межі розділу фаз «рідина – газ». Плотність агрегатів, що утворюються, менше щільності води, що обумовлює їх транспорт на поверхню рідини і накопичення там флотошламу, який періодично віддаляється із споруди.

Фізико-хімічні процеси, що мають місце в апаратах, електрофлотаційного очищення води, включають електролітичну генерацію газових бульбашок, адгезію газових бульбашок і частинок забруднень, транспортування агрегатів, що утворилися, «бульбашка газу – частинка забруднень» на поверхню оброблюваної рідини.

Ефекти очищення можуть складати: щодо нафтопродуктів - до 90, щодо завислих речовин - до 70, щодо жирів – 80, детергенти можуть бути видалені на 60-70%. Тривалість електрофлотаційної обробки може варіюватися залежно від виду забруднень в досить широких межах (від декількох хвилин до 30- 40 хв).

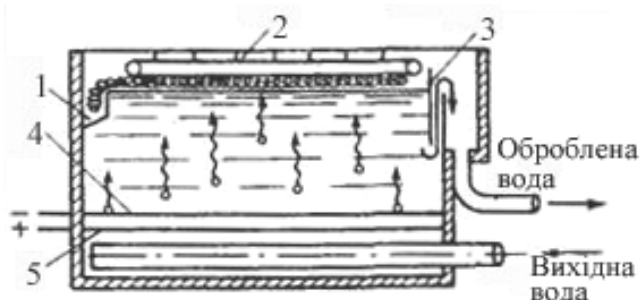


Рис. 1.29 – Електрофлотатор з горизонтальними електродами:

- 1 – кишень для збору піни; 2 - піногонний пристрій; 3 – напівпогружна перегородка;
- 4 – катод; 5 – анод

Конструкції апаратів для електрофлотаційного очищення достатньо прості. Електроди можуть виконуватися у вигляді пластин, що розташовуються на дні апарату горизонтально або вертикально, займаючи практично всю площу днища (рис. 1.29) з метою запобігання циркуляційним потокам, перешкоджаючим флотуванню забруднень.

Недоліками такої конструкції є налипання на електродах різних емульсій,

жирів, важких мінеральних частинок і пов'язана з цим непродуктивна витрата електроенергії, а також необхідність періодичного відключення установки для очищення електродів або навіть заміни електродного блоку.

Електрофлотокоагуляція, що відноситься до групи *комбінованих методів*, дозволяє одночасно здійснювати два процеси: зміна дисперсного стану домішок за рахунок їх коагуляції під дією електричного поля продуктів електродних реакцій і закріплення бульбашок електролітичного газу на поверхні коагулюючих частинок, що забезпечує їх подальшу флотацію. Електрофлотокоагулятори, як правило, виконують двокамерними. У другій камері відбувається виділення утворюваних флотокомплексів з води. Електрореактори розташовуються суміжно або всередині флотороздільника, який буває горизонтального (рис. 1.30, а) або вертикального (рис. 1.30, б) типу.

Ефект очищення на флотокоагуляційних установках залежить від початкової концентрації забруднень, характеру їх взаємодії з коагулянтом, що утворюється, їх конструкції та ін. чинників.

При обробці води **комплексом електричних дій** можна одночасно знезаражувати воду до кондицій питної, окисляти органічні забруднення і коагулювати дисперсну фазу.

Контрольні запитання:



1. Назвіть можливі галузі використання електрохімічних процесів і технологій очищення води.
2. Які елементи включає система, в якій здійснюється електроліз?
3. Принципова схема електролітичної ванни.
4. Основні електрохімічні процеси, які здійснюються на катодах.
5. Основні електрохімічні процеси, які здійснюються на анодах.

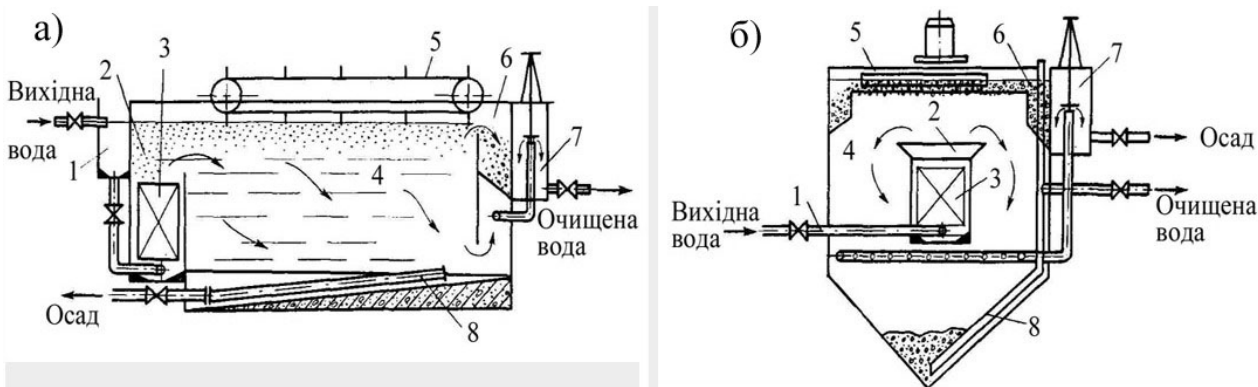


Рис. 1.30 – Схема двокамерних електрофлотокоагуляційних установок горизонтального (а) і вертикального (б) типів:

1 – розподільний лоток (трубопровід); 2 – камера коагуляції; 3 – електродна система; 4 – флотороздільник; 5 – скребковий транспортер; 6 – лоток для збору шламу; 7 – лоток збору очищеної води; 8 – трубопровід відведення осаду

6. Яка можлива поведінка домішок води під впливом електричного поля?
7. Сутність параметру «добуток розчинності».
8. Які процеси відбуваються при електролізі водних систем?
9. Класифікація методів електрохімічного очищення води.
10. Застосування електрокоагуляції для очищення води.
11. Електрокоректування рН і Eh.
12. Електрохімічна деструкція забруднюючих речовин.
13. Електрокристалізація.
14. Електрофлотація. Конструкції електрофлотаторів.
15. Електрофлотокоагуляційні установки.
16. Обробка води комплексом електричних дій.

Література до вивчення теми:

1. Яковлев С.В., Краснобороцько И.Г. Технология электрохимической очистки воды. – Л.: Стройиздат, 1987. – 312 с.
2. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища школа, 2005. – 671 с.
3. Кульський Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. – К.: Вища школа, 1986. – 352 с.
4. Смагин В.Н. Обработка воды методом электродиализа. – М.: Стройиздат, 1986. – 170 с.

ЗМ 1.2. АНАЛІЗ ТЕНДЕНЦІЙ РОЗВИТКУ ПРОГРЕСИВНИХ ТЕХНОЛОГІЙ В ОБЛАСТІ ПРОЕКТУВАННЯ І РОЗРАХУНКУ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ

ТЕМА 1. Методи покращення фізико-хімічних умов процесів очищення води

1. Основні методи інтенсифікації коагуляції при очищенні води.
2. Ознаки і причини забруднення води, поданої споживачу.

3. Характеристика методів знезараження і знешкодження природних, стічних вод і їх осаdів з використанням окислювачів.

1. Основні методи інтенсифікації коагуляції при очищенні води

Інтенсифікація процесів коагуляції, зокрема створення оптимальних умов для швидкого і повного розділення гетерогенної системи, якою є природні води, дозволяє одержати легкоосідаючі крупні пластівці з сильно розвиненою поверхнею і скоротити час їх формування. Найбільш поширені наступні **методи інтенсифікації процесу коагуляції** при очищенні води:

- інтенсифікація коагуляції з внесенням у воду додаткових реагентів (флокулянтів, окислювачів, замутнювачів, регуляторів рН води);
- технологічні – поліпшення умов змішання реагенту з водою і перемішування в камерах утворення пластівців, раціональне введення реагенту у воду;
- фізичні – дія на інтенсивність процесу коагуляції (обробка води ультразвуком в магнітному і електричному полі, радіаційним опромінюванням та ін.);
- поліпшення гідравлічних умов коагуляції.

Найбільш ефективним способом інтенсифікації очищення води гідролізуючими коагулянтами є **флокуляція**. Вважається, що причиною флокуляції є адсорбція поверхнею молекул полімерів завислих твердих частинок. Внаслідок подовженої форми молекул окремі ланки ланцюжка полімеру адсорбуються в декількох місцях декількома завислими гідрофобними твердими частинками, зв'язуючи їх між собою. Разом з адсорбцією полімеру відбувається і безпосереднє зчеплення твердих частинок, що призводить до виділення складних агрегатів з молекул полімеру і твердих частинок. Під дією сили тяжіння крупні утворені агрегати осідають з більшою швидкістю і рідина швидше освітлюється.

Ефективним є освітлення води відстоюванням при спільному застосуванні поліакриламідів і сірчаноокислого алюмінію. Іони алюмінію викликають стиснення подвійного електричного шару в поверхні твердих завислих частинок, прискорюючи коагуляцію суспензій і полегшуючи процес флокуляції. Молекули полімеру поліакриламідів, адсорбуючись на поверхні часток каламутності, перетворюють пластівці на великі й міцні агрегати, що дозволяє скоротити час відстоювання, підвищити швидкість руху води у відстійниках і компенсувати недостатній об'єм і малий час перебування води у змішувачах і камерах утворення пластівців.

Відомий метод інтенсифікації коагуляції, пов'язаний з внесенням в оброблювану воду **мінеральних замутнювачів**. Частинки штучних замутнювачів виконують роль додаткових центрів коагуляції продуктів гідролізу, сприяючи прискоренню коагуляції домішок при очищенні малокаламутних вод. Крім того, при замутненні оброблюваної води відбувається обважнювання пластівців коагульованої суспензії, збільшення їх гідравлічної крупності. Частинки замутнювача можуть сорбувати розчинені домішки, сприяючи збільшенню глибини очищення води, або сорбувати іони, що визначають ступінь стійкості золів, що полегшує умови коагуляції. Найбільш поширеними замутнювачами є глини. Негативно заряджені частинки глини коагулюють під впливом електролітів. Для утворення добрих пластівців концентрація глини повинна бути 10-15 мг/дм³. Об-

важнішими наповнювачами глин є порошкоподібний кремнезем, вапняк і активне вугілля, яке має також високу адсорбційну здатність.

Ряд дослідників рекомендують використовувати промивну воду фільтрів і осад відстійників, особливо при низьких температурах і малій каламутності води, коли різко знижується ефективність технологічних процесів очищення води. Причому коагулянт слід вводити після промивної води, вміст якої складає 5-25% вихідної води. Позитивний вплив осаду при низьких температурах пояснюється тим, що він складається з крупних частинок і будова їх аналогічна будові утвореного гідроксиду; це скорочує час, необхідне для формування сверхміцелярних агрегатів. Утворення пластівців прискорюється, концентрація кремнієвої кислоти в них складає 4-4,5 мг/дм³ (за SiO₂), що створює можливість зниження дози коагулянту (сульфату алюмінію) на 25% і підвищення якості очищеної води в 1,5-2 рази. Добрі результати одержані при обробці флокулянтами вод різного характеру: каламутних з широким діапазоном зміни каламутності; кольорових з широким діапазоном зміни кольоровості; вод, що містять специфічні забруднення від міських і промислових стоків.

Проблеми, що виникають при освітленні поверхневих вод і видаленні кольоровості, часто можуть бути вирішені шляхом введення **окислювачів**. Найширше практикується хлорування вихідної води, коли хлор додається в кількості, достатній для окислення небажаних органічних сполук. Менше застосовують як окислювачі марганцевокислий калій, озон і двоокис хлора. З введенням окислювачів збільшується гідравлічна крупність пластівців коагульованої суспензії, прискорюється освітлення води. У присутності хлора гелі гідроксиду алюмінію, накопичені в завантаженні контактних освітлювачів, довше зберігають адсорбційні властивості при припиненні подачі коагулянта.

Важливим фактором керування процесом коагуляції є **регулювання рН**, тобто утворення пластівців тісно пов'язане з концентрацією водневих іонів і зі співвідношенням між катіонами і аніонами. Для регулювання величини рН широко застосовують лужні реагенти: вапно, крейда, доломіт. Вапняне молоко, карбонат і оксид кальцію використовують при очищенні малокаламутних вод. При цьому додавання дисперсних матеріалів сприяє прискоренню коагуляції. З кислотних реагентів для коректування значень рН застосовують сірчану кислоту, рідше соляну і вугільну кислоту. Підкислювачі доцільно застосовувати при обробці кольорової води; при цьому підвищується ефект знебарвлення і економиться коагулянт.

Одним з найбільш ефективних методів прискорення процесу коагуляції є **введення суміші коагулянтів**, що підсилюють дію один одного. Таке явище відбувається при вживанні суміші Al₂(SO₄)₃ і FeCl₃ у співвідношенні 1:1, 1:2, 2:1, також кожного з цих коагулянтів з силікатом натрію.

Вирішальне значення для процесу освітлення води мають **умови змішення реагенту з водою**: можна суттєво економити коагулянт, скоротити час перебування води у відстійниках завдяки утворенню швидкоосідаючих пластівців і знизити навантаження на фільтри за забрудненнями.

Період «швидкого» змішення (або фаза перикінетичної коагуляції) з водою у змішувачах істотно впливає на ефективність коагуляційного очищення. Ре-

жим роботи змішувачів повинен бути таким, щоб коагулянт вступив у контакт з максимальним числом частинок забруднень до того, як закінчатся реакції гідролізу і полімеризації.

Змішувачі гідравлічного типу (дірчасті, перегородчасті, коридорні, вихрові, шайбові та ін.) мають ряд недоліків, зокрема нерівномірний розподіл коагулянта довжиною вихрового змішувача. На думку дослідників, застосування механічних змішувачів може дати економію коагулянта приблизно 20% в порівнянні з гідравлічними змішувачами. Деякі автори вважають, що видалення утвореної при гідролізі коагулянта вуглекислоти із сфери формування мікропластівців значно прискорює утворення пластівців агрегатів. Застосування аерування дозволяє економити 25-30% коагулянта, підвищити інтенсивність перемішування. За кордоном застосовуються механічні змішувачі, в яких використовують пропелерні й турбінні мішалки, що створюють радіальні і аксіальні потоки. Різні пристрої змішувачів, що працюють при одних і тих же значеннях середнього градієнта швидкості, дози коагулянта і тривалості змішення, дають різні результати.

Повільне перемішування здійснюється в камерах утворення пластівців, які діляться на гідравлічні, механічні й комбіновані. Щоб забезпечити такі гідравлічні умови перетікання оброблюваної води з камер утворення пластівців в очисні споруди, при яких сформовані пластівці не руйнуються, створені вбудовані камери, об'єднані в єдиному блоці з очисними пристроями. Для інтенсифікації процесу утворення пластівців за допомогою контактної коагуляції застосовують гравієві камери утворення пластівців. Внаслідок прилипання до зерен фільтруючого завантаження і відриву частинок суспензії за певних умов може бути досягнуто граничне насичення порового простору зернистої сфери. При цьому створюються передумови для утворення агрегативно нестійкої суспензії з крупними частинками, що легко осідають. Не зважаючи на високу ефективність гравієвих камер, небезпека кольматації може обмежити область їх застосування.

Велике значення у підвищенні ефективності процесу коагуляції має вибір більш довершеної технологічної *схеми введення реагентів* в оброблювану воду. Існують такі методи коагуляції:

Концентрована (роздільна) коагуляція, суть якої зводиться до введення всієї кількості сульфату алюмінію, необхідної для обробки води, в невеликий об'єм вихідної води (у реактор) з таким розрахунком, щоб рН води в ньому було в межах 4,5-4,8. У результаті гідролізу алюмінію утворюються основні сульфати алюмінію $Al(OH)SO_4$, $Al_2(OH)_4SO_4$, що мають більшу відносну щільність, ніж гідроксид алюмінію $Al(OH)_3$ і більшу сорбційну ємкість до органічних забруднень природних вод. Переваги методу концентрованої коагуляції полягає в тому, що прискорюється процес утворення пластівців; пластівці, що утворилися в умовах підвищеної концентрації коагулянта, добре видаляють домішки; зменшується витрата коагулянта на 30%.

Фракційна (дробове) коагуляція - коагулянт вводиться декількома порціями. Перші порції коагулянта утворюють тверду фазу, яка виступає в ролі

центрів утворення пластівців. При цьому швидкість налипання дрібних частинок на великі значно вище коагуляції дрібних частинок.

Поліпшення процесу очищення води спостерігається при *роздільній коагуляції*, коли коагулянт вводиться тільки в 40-50% загальної кількості води, що складає приблизно 70-80% кількості, необхідної для обробки води за звичайним способом. В обробленій коагулянтном частині води відбувається інтенсивне утворення пластівців, оскільки доза коагулянта виявляється тут значно вище оптимальної. Оброблену воду із вже сформованими пластівцями змішують з необробленою водою так, щоб пластівці не руйнувалися. Спосіб роздільної коагуляції дозволяє знизити витрату коагулянта, збільшити грязьове навантаження на фільтри, що збільшує тривалість фільтроциклу і т.д.

На деяких водоочисних станціях був застосований спосіб *переривчастої коагуляції* води, при якій коагулянт подається в освітлювану воду то в оптимальній, то в різко зменшеній (дефіцитній) дозі. Дослідження показали, що інтервал між включенням і виключенням подачі коагулянта, а також величина необхідних доз залежать від прийнятої схеми обробки води і властивостей вихідної води. Орієнтовно за дефіцитну дозу коагулянта можна приймати 10-15 мг/дм³. Переривчаста коагуляція дозволяє знизити витрату коагулянта, зменшити грязьове навантаження на споруди, скоротити витрату промивної води.

Прогресивним напрямом у технології очищення води є застосування **електрохімічних методів**, зокрема методу очищення води в електролизері з розчинними електродами, відомого під назвою «електрокоагуляція». У разі застосування розчинних металевих електродів електродний процес супроводжується сукупністю електрохімічних явищ і реакцій, швидкість яких згідно із законами електрохімічної кінетики визначається загальним значенням потенціалу на межі метал-розчин, складом розчину і умовами дифузії компонентів або продуктів реакції в розчині. У результаті електролізу на електродах відновлюються або окислюються компоненти електроліту. У перенесенні струму беруть участь іони, що знаходяться у воді, а також колоїдні й завислі частинки, які мають заряд. Колоїдні й завислі частинки у зв'язку з малою рухливістю переносять незначну частину електрики. В основному перенесення електрики у природних водах здійснюють катіони K^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} і аніони HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , а також іони H^+ і OH^- , що завжди містяться у воді.

Метод електрокоагуляції забезпечує високий ефект видалення з води забруднень у вигляді суспензій (мінерального, органічного і біологічного походження), колоїдів (сполук заліза, речовин, що обумовлюють кольоровість води та ін.), а також окремих речовин, що знаходяться в молекулярному і іонному стані. Істотною перевагою електрокоагуляції перед реагентними методами очищення води є можливість відмови від будівництва громіздких очисних споруд, які займають значні виробничі площі.

Розроблений метод очищення води **коагуляцією під струмом**. За цим методом воду з доданими до неї невеликими дозами коагулянту пропускають між електродами, підключеними до джерела постійного або змінного струму. При цьому електричне поле вчиняє інтенсифікуючу дію на коагуляцію дисперсних домішок води і продуктів гідролізу коагулянтів. Застосування фізико-

електрохімічного методу очищення води дозволяє прискорити утворення пластівців і осадження коагульованих домішок.

Для інтенсифікації технологічних процесів обробки води можуть застосовуватися ультразвукові коливання.

Ультразвук руйнує крупні частинки полідисперсної системи, що сприяє успішній коагуляції; гинуть деякі бактерії, зоопланктон і водорості. Але руйнування механічних домішок, що зменшує ступінь полідисперсних суспензій, може зробити й негативний вплив. Під дією УЗ з води виділяються бульбашки газів, які затискаються пластівцями коагульованої суспензії і викликають їх флоутацію.

Інтенсифікувати процеси очищення води дозволяє **радіаційна обробка**, що полягає в дії на воду іонізуючих γ , β -рентгенівських випромінювань. При цьому створюються сприятливі умови для окислення розчиненим у воді киснем органічних і мінеральних домішок, відбувається знезараження води, розкладання фенолів, ціанідів та ін. сполук, прискорюється осадження завислих речовин, знебарвлення води.

Очікуваний ефект при опромінюванні золів досягається не завжди: можлива стабілізація золів. Через ряд обставин цей метод не набув поширення.

Дослідження, проведені на воді каналу Сів. Донець - Донбас, р. Зап. Двіна, Дніпро, Десна та інших джерелах водопостачання, показали, що **накладення магнітного поля на оброблювану воду з подальшим введенням коагулянту** призводить до збільшення гідралічної крупності коагульованої суспензії. Особливо сильно магнітне поле впливає на гідралічну крупність коагульованої суспензії, що осідає із швидкістю 0,2 мм/с і нижче, тобто на найбільш дрібну суспензію. Електромагнітна обробка води ефективна при каламутності вихідної води до 300 мг/дм³. Дія магнітного поля на гідралічну крупність коагульованої суспензії з підвищенням температури оброблюваної води зменшується. Внаслідок магнітної обробки води в освітлювачах із завислим осадом поліпшуються технологічні показники, підвищується швидкість підйому води в освітлювачах, стає можливим зниження витрати води на власні потреби, збільшується продуктивність очисних споруд водопроводу і т.д.

Аналіз методів інтенсифікації очищення води свідчить, що розробка нових, ефективніших як за капітальними, так і за експлуатаційними витратами методів, що інтенсифікують процеси коагуляції при очищенні води, є актуальною.

2. Ознаки й причини забруднення води, поданої споживачу

Проблема	Ознаки	Причина
Жорстка вода	Утворюється вапняний накип - білий наліт на трубах, сантехніці, в системі опалювання, у пральних і посудомийних машинах, чайниках. Збільшується витрата миючих засобів. При митті й пранні "згортається" мило, утворюються піноподібні шлаки.	Солі кальцію і магнію у вхідній воді від 1,5 мг-екв і вище.
Пісок у воді	Осад на раковинах і трубах. Абразивний знос при використанні води.	Надлишок дрібнодисперсного піску або ін-

<i>Проблема</i>	<i>Ознаки</i>	<i>Причина</i>
		ших механічних частинок у воді.
Запах	Запах рибний, затхлий, землистий або деревний.	Присутність у поверхневих водах органічних сполук, як правило, безпечних для людини.
	Запах хлору в міській воді.	Сильне хлорування води.
	Запах тухлих яєць. Утворення темних плям на посуді й предметах із срібла. Наявність жовтуватих, чорних плям на поверхні ванни/раковини. Зміна кольору кави, чаю та інших напоїв. Неприємний присмак приготованої їжі, її неапетитний вигляд.	Наявність у воді розчиненого сірководню (H_2S). Часто супроводжується підвищеним вмістом заліза і низьким рівнем рН. Присутність сульфурних бактерій, що виробляють сірководень. Звичайно відчувається у гарячій воді.
	Запах миючих засобів, вода піниться. Запах септика.	Витік з систем знезараження у підземні водоносні пласти. Випадкове попадання миючих засобів в систему подачі води або свердловину.
	Запах бензину або нафтопродуктів (вуглеводні).	Витік у водоносний шар з ємкостей для зберігання бензину або нафтопродуктів. Високий вміст у воді вуглеводнів у нафто- і газоносних регіонах
	Запах метану або каламутна вода.	Результат розкладання органіки в районах нафтовидобутку або якщо житловий масив побудований на місці старого звалища, відходи якого потрапляють в джерело водопостачання.
	Запах фенолу (хімічний запах).	Попадання стічних вод в системи водопостачання.
Смак	Солоний присмак. Вода іноді має послаблюючу дію	1. Високий вміст солей натрію або магнію

<i>Проблема</i>	<i>Ознаки</i>	<i>Причина</i>
		(NaCl, Na ₂ SO ₄ , MgSO ₄). 2. Неправильне функціонування зм'якшувачів (сольовий розчин потрапляє в систему водопостачання)
	Присмак лугу. Плями на алюмінієвому посуді	Високий рівень загального солевмісту і підвищена лужність вхідної води.
	Металевий присмак.	Рівень рН в діапазоні 4,5 – 5,5 Високий вміст заліза.
	Підвищена кислотність.	Рівень рН нижче 4,5 через кислотність неорганічного походження.
Корозія неіржавіючих поверхонь	Потемніння і корозія раковин, сантехніки і деталей посудомийних машин, виготовлених з неіржавіючої сталі.	1. Дуже високий вміст хлоридів. 2. Високотемпературне осушення створює концентрацію хлоридів, що прискорює корозію.
Каламутність	Суспензії з грязі, мула, глини у воді.	Суспензії в поверхневих водах (ставки, озера, джерела), особливо після дощів.
	Пісок, дрібний гравій, грязьовий або глинистий осад.	Несе пісок з ще непромитої нової свердловини або дефектний сітчастий екран.
	Пластівці іржі у воді, червонуватий колір води і бурий осад.	Вода з підвищеною кислотністю "вимиває" залізо з трубопроводів.
	У воді сірі ниткоподібні волокна.	У вхідній воді міститься органіка - водорості та ін. Звичайно зустрічається в поверхневих водах.
Кисла вода	Зелені сліди на раковині та інших фаянсових поверхнях. Синьо-зелений відтінок води.	Результат реакції води з високим вмістом двоокису вуглецю (при рівні рН нижче 6,8) з мідними і бронзовими трубами і фіттингами.
Корозійно-активна вода з високим	Вихід з ладу мідних труб і корозія бронзової арматури, особливо на гарячій воді, при майже нейтральному рівні рН. У міс-	Киснева корозія має місце при використанні поверхневих вод або

<i>Проблема</i>	<i>Ознаки</i>	<i>Причина</i>
вмістом кисню	цях з'єднань можуть з'являтися зеленуваті плями.	навпаки, води з глибоких свердловин в пустинних районах. При нагріванні такої води виділяється велика кількість кисню, що впливає на металеві поверхні.
Залізна вода	Залізо (Fe) в концентраціях вище 0,3 мг/л викликає бурі плями на водопровідній арматурі, сантехніці, плями на посуді й білизні після прання.	Наявність у воді розчиненого (двовалентного заліза) в кількості вище 0,3 мг/л. Вода з крана холодної води поступає прозора, але з часом, особливо при нагріванні, набуває бурого забарвлення.
	Вода червонувато-бурого кольору. Практично відразу при відстоюванні на дні ємкості осідають бурі частинки.	Окислене залізо, з крана холодна вода йде вже брудна. Залізо "вимивається" із старих труб при рівні рН нижче 6,6.
	Коричневий відтінок води. Осад не випадає.	Органічне (бактерійне) залізо.
	У воді зберігається червонуватий колір після 24 годин відстоювання	Колоїдне залізо.
Жовта вода	Вода набуває жовтуватого відтінку після зм'якшувача або будь-якого іншого фільтра (колір вище 75 град.). Жовті плями на тканині, фарфорі та інших поверхнях.	У воді присутній танін (гумусова кислота), який є нешкідливою органічною сполукою. Зустрічається у воді, що проходить через торф'янистий ґрунт або шар рослинного перегною.
Чорнуватий відтінок у воді	Чорнуваті плями на білизні або сантехніці.	Взаємодія двоокису вуглецю або органічних речовин з ґрунтами, що містять марганець. Звичайно зустрічається в поєднанні із залізом.
Вода молочного кольору	Каламутна вода	Утворення суспензії з осадів при нагріванні. Швидко проходить. У воді міститься багато повітря, яке потрапляє

<i>Проблема</i>	<i>Ознаки</i>	<i>Причина</i>
		туди внаслідок несправного насоса. У питну воду потрапив коагулянт через його передозування в очисній системі. У воді присутній метан (CH₄). Звичайно зустрічається в болотистих місцевостях, де у воді постійно йде процес розкладання рослинності. Також зустрічається в зоні нафтопромислу.

3. Характеристика методів знезараження і знешкодження природних, стічних вод і їх осадів з використанням окислювачів

Знезараженням води називається процес знищення мікроорганізмів, що знаходяться там. До 98% бактерій затримується у процесі очищення води. Але серед бактерій, що залишилися, а також серед вірусів можуть знаходитися патогенні (хвороботворні) мікроби, для знищення яких потрібна спеціальна обробка води. При повному очищенні поверхневих вод знезараження необхідне завжди, а при використанні підземних вод тільки тоді, коли мікробіологічні властивості вихідної води цього вимагають. Для профілактичного знезараження і обробки води в аварійних ситуаціях споруди знезараження необхідні на всіх станціях підготовки господарсько-питних вод. Для знезараження використовують в основному *два методи* - обробку води сильними окислювачами і дію на воду ультрафіолетовими променями. Окрім названих, необхідний ефект можна одержати фільтруванням води через ультрафільтри, обробкою ультразвуком, кип'ятінням води.

Для очищення поверхневих вод майже завжди застосовують окислювачі - хлор, хлорвміщуючі реагенти, озон; для знезараження підземних вод можна використовувати бактерицидні установки; для знезараження невеликих порцій води - перманганат калію, перекис водню. Надійним засобом знищення мікробів є кип'ятіння води.

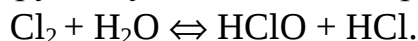
При подачі у воду окислювачів велика частина їх витрачається на окислення органічних і деяких мінеральних речовин. У результаті знижуються кольоровість води, а також інтенсивність присмаків і запахів, ефективніше проходить процес подальшої коагуляції домішок. Швидкість процесу знезараження росте з підвищенням температури води і переходом реагенту в недиссоційовану форму. Завислі речовини мають негативну дію, оскільки перешкоджають контакту мікробів з реагентом. Якщо окислювач використовується тільки для знезараження, то він подається у воду перед резервуаром чистої води, де забезпечується і необхідний час контакту; якщо мета обробки - окислення органічних речовин, то

реагент подається у воду перед очисними спорудами. Добрі результати дає двоступінчата обробка, коли частка реагенту-окислювача - подається до, частка - після очисних споруд.

Знезараження хлором.

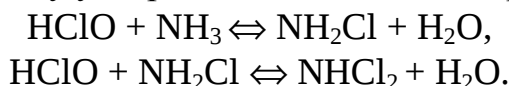
Хлор - отруйний газ зеленувато-жовтого кольору з різким задушливим запахом, в 2,45 рази важче за повітря. Розчинність хлора у воді збільшується з пониженням температури і підвищенням тиску; при атмосферному тиску і температурі 20°C розчинності Cl_2 складає 7,29 г/дм³. При низькій температурі і високому тиску (-34,6°C при атмосферному тиску або 0,575 МПа при 15°C) хлор зріджується. Для запобігання випаровуванню рідкий хлор зберігається під тиском 0,6-0,8 МПа в балонах або в бочках (контейнерах).

При добавці у воду хлору відбувається його гідроліз:



Частина хлорноватистої кислоти HClO диссоціює з утворенням гіпохлоритного іона OCl^- .

За наявності у воді аміаку утворюються моно- і діхлораміни:

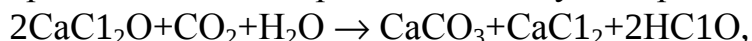


Основними знезаражуючими речовинами є Cl_2 , HClO , OCl^- , NH_2Cl і NHCl_2 , їх називають **активним хлором**. При цьому Cl_2 , HClO і OCl^- утворюють вільний хлор, хлорамін і дихлорамін - **зв'язаний хлор**.

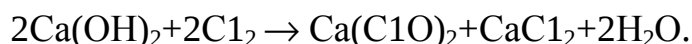
Бактерицидність хлору більше при малих значеннях рН, тому воду хлорують до введення реагентів для підлуження. Необхідну дозу хлору визначають на основі експериментально побудованої кривої хлоропоглинальності води. Оптимальною вважається доза, яка при заданому часі контакту забезпечить у воді необхідну концентрацію залишкового хлору - для господарсько-питних вод 0,3-0,5 мг/дм³ вільного хлору при часі контакту 30 хв. або 0,8-1,2 мг/дм³ зв'язаного хлору при часі контакту 60 хв. За відсутності даних технологічних досліджень дозу хлору приймають для знезараження поверхневих вод 2-3 мг/л, для підземних 0,7-1,0 мг/л.

Хлорування води порошкоподібними хлорвміщуючими реагентами і діоксидом хлору. На малих станціях і водоочисних установках часто доцільно відмовитися від використання рідкого хлору і застосовувати тверді, порошкоподібні речовини - хлорне вапно і гіпохлорит кальцію. Ці речовини менш небезпечні, процес їх підготовки й подачі простіший - практично аналогічний застосуванню коагулянта.

Хлорне вапно одержують при обробці сухого, негашеного вапна хлором. При контакті з повітрям і вологою хлорне вапно поступово розкладається:



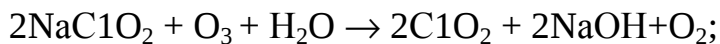
тому реагент необхідно зберігати в сухому, вентильованому приміщенні в закритій тарі. Гіпохлорит кальцію утворюється при насиченні вапняного молока хлором:



Діоксид хлора одержують безпосередньо на водоочисній станції хлоруванням хлориту натрію:



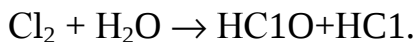
Замість хлору можна для отримання ClO_2 також використовувати озон або соляну кислоту:



ClO_2 є отруйним, вибухонебезпечним газом з інтенсивним запахом, водний розчин його практично безпечний. У порівнянні з Cl_2 двоокис хлора має ряд переваг - вища бактерицидність в лужному середовищі, активніше окисляє органічні речовини, може розкладати феноли, не додаючи при цьому воді хлорфенольного запаху, наявність у воді аміаку не знижує ефективності ClO_2 .

Хлорування води гіпохлоритом натрію. На водоочисних станціях, де добова витрата хлору не перевищує 50 кг, де транспортування, зберігання і підготовка токсичного хлору пов'язані з труднощами, можна для хлорування води використовувати гіпохлорит натрію NaClO . Цей реагент одержують на станціях у процесі електролізу розчину кухонної солі. Електролізна установка складається з бака концентрованого розчину солі (бака, розчину), електролізної ванни (електролізера), бака-накопичувача розчину гіпохлориту, випрямляча і блоку керування.

В електролізній ванні відбувається дисоціація солі, а також води. При включенні електролізера в мережу на аноді проходить окислення хлоридів $2\text{Cl}^- - 2e \rightarrow \text{Cl}_2$, потім їх гідроліз



На катоді виділяється газ H_2 , утворюється їдкий натр. У результаті реакції NaOH з HClO утворюється гіпохлорит. У міжелектродному просторі електролізера непроточного типу щільність електроліту внаслідок його насичення бульбашками газу буде менша, ніж в решті об'єму ванни, тому відбуватиметься циркуляція розчину - між електродами висхідний, в решті ванни низхідний перебіг електроліту. Циркуляція триває до повного електролізу всього розчину кухонної солі. Потім електролізна ванна спорожняється і заповнюється новою порцією розчину NaCl . При роботі електролізера треба звести до мінімуму розпад утвореного NaClO . Для цього слід процес електролізу проводити при низькій температурі і великій щільності струму на аноді, утримуючись від перемішування електроліту у ванні.

Хлорування води прямим електролізом. Для електролітичного виготовлення бактерицидного хлору можна використовувати хлоридні іони, наявні в природній воді. Метод називається прямим електролізом, розроблена відповідна установка «Потік». Застосування установки можливо при вмісті у воді хлоридів не менше 20 мг/дм^3 і загальній жорсткості не більше 7 мг-екв/дм^3 . Установка «Потік» складається з вертикального електролізера, який на фланцях приєднується до трубопроводу оброблюваної води. Рух води відбувається від низу до верху. Крім того є блок живлення і замкнута система кислоти, призна-

чена для змиву з електродів карбонатної плівки. У систему входять бак і кислотостійкий насос.

Основною проблемою є утворення карбонатної плівки на поверхні електродів, що значно знижує термін стабільної безперервної роботи установки. Для змиву плівки застосовують 3%-ний розчин HCl. Якщо жорсткість оброблюваної води не більше 3-4 мг-екв/дм³, рекомендується направляти всю воду через електролізер, при жорсткості 10-12 мг-екв/дм³ – 10-12% води, яка потім перемішується з рештою потоку.

Перехлорування і дехлорування, хлорування з аммонізацією.

Хлорування води підвищеними дозами перед очисними спорудами називають *перехлоруванням*. Метод застосовують в умовах, коли мікробіологічні властивості води швидко і у великих межах міняються, а також при високій кольоровості природної води, великому вмісті у воді органічних речовин і планктону. Перехлорування використовують у системах технічного водопостачання як засіб проти утворення біологічної плівки. Доцільність застосування перехлорування в системах господарсько-питного водопостачання необхідно встановлювати на основі технологічних досліджень і аналізів. При цьому треба особливо брати до уваги можливість утворення хлорорганічних сполук (тригалогенметанів). Це результат хлорування води, що містить багато органічних речовин.

Для запобігання утворенню хлорорганічних речовин при підготовці господарсько-питних вод рекомендується відмовитися від введення хлору до очисних споруд (первинне хлорування), замінити Cl₂ ClO₂ або O₃, використовувати окислювачі в комбінації з сорбентами, наприклад, за схемою: O₃ - активне вугілля - вторинне хлорування.

Для забезпечення необхідного вмісту у воді залишкового хлору після перехлорування, а також в інших випадках необхідно воду *дехлорувати*. З цією метою застосовують фізичні й хімічні способи. При фізичних способах надлишок активного хлору виділяється з води сорбентами або аеруванням. Використовують вугільні фільтри з товщиною шару вугілля 2,5 м при швидкості фільтрування 20-25 м/год. Аерування дає позитивні результати при pH < 5 і невеликій кількості хлору, що видаляється. Оскільки багато сполук хлору не випаровуються, ефективність аерування низка. При хімічному дехлоруванні надмірний активний хлор зв'язується з сульфідом натрію або двоокисом сірки.

Як відомо, хлораміни в порівнянні з молекулярним хлором органолептично менш відчутні, їх дія більш довготривале, за наявності у воді фенолів вони не утворюють хлорфенольних запахів. З цією метою іноді доцільно *хлорувати з аммонізацією*, тобто подати у воду додатково до хлора аміак. Технологія аммонізації води аналогічна хлоруванню рідким хлором. Аміак також прибуває на станцію в балонах у зрідженому вигляді. При реакції NH₃ з хлорноватистою кислотою у воді утворюються моно- і діхлораміни. Слід врахувати, що добавкою аміаку можна заощадити до 60% хлору, витраченого для знезараження. NH₃ і Cl₂ перемішуються у пропорції 1:4-1:10. Якщо мета аммонізації - запобігання утворенню хлорфенольного запаху, аміак додають у воду за 2-3 хв. до введення хлора (переаммонізація), якщо метою є – зниження інтенсивності хлорного за-

паху і присмаку, а також продовження бактерицидної дії хлору, то аміак додається після хлорування (постаммонізація).

До **недоліків хлорування** слід віднести наступне:

- ✦ здатність хлору вступати в реакцію заміщення, внаслідок чого можуть утворюватися небажані сполуки;
- ✦ неможливість знищення хлором спороутворюючих бактерій;
- ✦ сильна корозійна дія, що призводить до руйнування металевих частин водоводу і споруд і забруднює воду продуктами корозії, які різко підвищують її кольоровість;
- ✦ при недостатньо глибокому окисленні води деякі речовини в ній переходять в сполуки, що додають воді запах, присмак або забарвлення, а іноді й токсичні;
- ✦ роботи, пов'язані з хлоруванням, вимагають великої точності і постійного лабораторного контролю за станом хлоропоглинальності води і залишковим хлором у ванні басейну. Крім того, робота з хлором шкідлива для здоров'я;
- ✦ для зберігання хлору у великій кількості потрібні спеціально обладнані складські приміщення;
- ✦ за наявності у воді басейну значної кількості органічних і мінеральних домішок хлор непродуктивно витрачається на їх окислення, що вимагає підвищених доз хлору, що призводить до появи хлорного запаху, присмаку води і до роздратування слизових оболонок;
- ✦ перевищення норм хлору у воді сприяє накопиченню вільного хлора повітрі, що негативно впливає на здоров'я обслуговуючого персоналу.

Озонування води.

Озон (O_3) -більш сильний окислювач, ніж діоксид хлору або вільний хлор. У природі озон утворюється з кисню у верхніх шарах атмосфери під дією сонячної радіації. Температура випаровування озону при 0,1 МПа складає - 111,9°C, температура плавлення при цьому ж тиску – 192,5°C. Розчинність O_3 у воді при 0°C і атмосферному тиску складає 1,09 г/дм³. Розчинність O_3 швидко знижується з підвищенням температури і при 60°C практично дорівнює нулю. Маса 1 л газу - 2,144 р.

Озонування води як метод дезинфекції є найбільш сильним і з гігієнічної точки зору визнається одним з кращих способів її знезараження. **Переваги озонування:**

- ◆ знищення бактерій, спор і вірусів (зокрема, віруси поліомієліту);
- ◆ під дією озону одночасно із знезараженням відбувається знебарвлення води, а також усуваються запахи і присмаки води, поліпшуються її органолептичні властивості;
- ◆ озон не змінює натуральні властивості води, оскільки його надлишок (озон, що не прореагував) через декілька хвилин перетворюється на кисень, тому залишковий озон не викликає негативної дії на організм людини; нездатність озону, на відміну від хлора, до реакцій заміщення;
- ◆ швидке розкладання, що дає ще одну перевагу, оскільки навіть при деякому передозуванні залишкові кількості його не можуть бути великі і не вима-

гають усунення. Як показали дослідження, залишковий озон в кількості 3,5-5,0 мг/л протягом 30 хв. знижувався до 0,2-0,3 мг/л;

- ◆ при озонуванні у воду не вносяться сторонні шкідливо діючі речовини і не відбувається скільки-небудь помітних змін мінерального складу води і її рН;

- ◆ завдяки високому окислювальному потенціалу озону його бактерицидна дія на мікроорганізми, що містяться у воді, значно перевищує дію хлору та інших знезаражуючих речовин;

- ◆ процес озонування менш схильний до впливу змінних чинників, що спрощує технологічний процес;

- ◆ на відміну від хлорування, для озонування не потрібні постійні підвезення і підживлення витратним матеріалом, оскільки кисень, необхідний для озонування завжди є у складі оточуючого нас повітря.

Озон, необхідний для озонування, одержують з атмосферного повітря в апаратах – озонаторах (генераторах озону) шляхом дії на повітря "тихого" (тобто без іскр) електричного розряду, що супроводжується виділенням озону. Повітря, що подається, повинне бути холодним, чистим і сухим. Як правило, вихід озону складає 10-20% від вмісту в повітрі кисню. Озонаторна установка складається з вузла підготовки повітря, озонатора, контактної камери і трансформатора.

Озонування води полягає в її перемішуванні з озоноповітряною сумішшю в контактних камерах при часі контакту 5-20 хв. O_3 відноситься до малорозчинних газів, тому технологія диспергування озоноповітряної суміші у воду і конструкція контактної камери мають велике значення для ефективного використання і зниження втрат озону. Способи диспергування озоноповітряної суміші можна класифікувати в три групи: подача газу в контактні колони через пористі плити (труби) або перфоровані труби; використання ежекторів; застосування механічних турбін та інших диспергуючих пристроїв механічної дії. Найширше застосовують способи першої групи, причому контактні колони звичайно протиточного типу - оброблювана вода подається зверху вниз, озон від низу до верху.

Озон є універсальним реагентом, оскільки може бути використаний для знезараження, знебарвлення, дезодорації води, для видалення заліза і марганцю. Озон руйнує сполуки, що не підкоряються дії хлору (феноли). Озон не додає воді запаху й присмаку. При цьому він має сильні корозійні властивості, токсичний. Озон може руйнувати деякі органічні речовини, не окисляючи їх до кінця. У результаті в трубопроводі озонованої води може підвищуватися інтенсивність бактерійної життєдіяльності.

Головний недолік озону - короткочасність дії, відсутність залишкового озону. Таким чином, O_3 , спочатку використаний замість хлору для знезараження води і подаваний у воду в кінці технологічної схеми, все частіше використовується як речовина для очищення води. У такому разі озон подається у воду до основних очисних споруд, причому знезараження виконується або тільки хлором, або воду хлорують після знезараження озоном для утворення у воді необхідного залишкового хлору. Ефективність озонування залежить від кількості і

властивостей забруднюючих воду речовин, від дози O_3 , температури і рН води, від вживаного методу диспергування озонотрішної суміші у воду.

Знезараження води в бактерицидних установках.

Ультрафіолетові промені довжиною хвиль 220-280 нм діють на бактерії згубно, причому максимум бактерицидної дії відповідає довжині хвиль 260 нм. Ця обставина використовується в бактерицидних установках, призначених для знезараження в основному підземних вод. Джерелом ультрафіолетових променів є ртутно-аргонова або ртутно-кварцева лампа, яка встановлюється в кварцевому чохлах в центрі металевого корпусу. Чохол захищає лампу від контакту з водою, але вільно пропускає ультрафіолетові промені. Знезараження відбувається під час протікання води в просторі між корпусом і чохлам при безпосередній дії ультрафіолетових променів на мікроби. Тому наявність у воді завислих речовин, що поглинають світлове випромінювання, знижує ефективність знезараження. Необхідне також постійне чищення зовнішньої поверхні кварцевого чохла від осідаючого осаду. Для цього є поздовжні щітки, які приводяться в обертання турбіною.

Ультрафіолетове випромінювання діє миттєво, тому контактні басейни не потрібні. У той же час випромінювання не додає воді залишкових бактерицидних властивостей, а також запаху або присмаків. Бактерицидна установка не потребує реагентів, вона компактна, керування її роботою можна легко автоматизувати.

Бактерицидні установки складаються з камери опромінювання, пускового пристрою і електричної контрольної системи для сигналізації. Для збільшення пропускної спроможності допускається паралельне включення до п'яти установок при одній установці в резерві. Для запуску установки камеру заповнюють водою і включають лампу. Через 10-15 хв. відкривають засувки на трубопроводах обробленої і вихідної води. Робота лампи перевіряється візуально через оглядове око, для більшої надійності експлуатації доцільно використовувати систему світлової або звукової сигналізації, виведеної у приміщення чергової служби.

Застосування окислювачів і сорбентів для дезодорації води і видалення токсичних речовин.

Появу у воді присмаків і запахів викликають мінеральні розчинені й колоїдні речовини (сірководень, хлор, залізо), а також органічні сполуки. До останніх (відносяться продукти біологічних процесів, що відбуваються в самих водоймищах, речовини, що поступають у водоймища в результаті змиву ґрунтів та із стічними водами. У результаті змиву з полів отрутохімікатів і розмиву промислово забруднених ґрунтів, а також із стічними водами у водоймища потрапляють токсичні речовини. Вибір методу дезодорації води залежить від походження запахів і присмаків. Якщо причиною їх є мінеральні розчинені і колоїдні речовини, проблема розв'язується демінералізацією, знезалізненням, дегазацією води.

Проте основне питання дезодорації - питання видалення з води розчинених органічних речовин. Це вимагає спеціальної обробки води. З даною проблемою тісно пов'язана проблема видалення з води токсичних речовин, що знаходяться

там, як правило, в мікроконцентраціях. У даний час знаходять застосування в основному методи окислення і сорбції, причому добрі результати дає їх комбінування (окислювально-сорбційний метод). З окислювачів широко використовують хлор і хлорвмісні реагенти, озон, перманганат калія. Вибір реагенту, його дози і схеми реагентної обробки слід вирішувати на основі технологічних досліджень. Орієнтовно можна дозу окислювача визначити виходячи з перманганатної окислюваності води. Як правило, окислювачі руйнують органічну речовину в органолептично менш відчутні, а також менш токсичні сполуки. Але є і такі речовини, наприклад деякі фосфорорганічні пестициди, при яких неповне окислення може привести до посилення запахів і присмаків і утворення токсичних речовин. Найбільш поширеним і дешевим окислювачем є хлор, при якому, проте, треба враховувати можливість появи у воді запаху і присмаку хлору, а також небажаних сполук (хлорфеноли). O_3 і $KMnO_4$ - сильні окислювачі, вони не додають воді додаткових запахів і присмаків. Для $KMnO_4$ треба брати до уваги високу ціну і дефіцитність реагенту. Крім того, потрібна висока точність дозування, щоб виключити небезпеку попадання в очищену воду залишкового марганцю (допустима концентрація всього $0,1 \text{ мг/дм}^3$). Озон, як було сказано, може в результаті неповного окислення органічних речовин викликати інтенсифікацію бактерійної життєдіяльності у воді після очисних споруд. Враховуючи вищезазначені труднощі, застосування сорбентів для видалення з води розчинених органічних речовин і токсичних сполук є переважнішим методом. Їх велика перевага в тому, що вони не руйнують речовини, тому відпадає небезпека появи небажаних продуктів деструкції. Особливо ефективно пов'язувати з сорбентами гідрофобні сполуки, наприклад, феноли та інші слабкі органічні електроліти. Краще сорбували при цьому речовини в молекулярному вигляді, гірше - іони.

У водопідготовці як сорбент застосовують активне вугілля, яке одержують шляхом активації вуглецевмісних матеріалів (кам'яне вугілля, антрацит, торф, промислові відходи). Активація полягає в термохімічній обробці роздробленого і відсортованого матеріалу, внаслідок чого випаровуються деякі компоненти, матеріал ущільнюється і набуває мікропористої структури. Існують два способи сорбційної обробки - добавка активного вугілля у вигляді реагенту (вуглевання води) і фільтрування води через шар гранульованого, зернистого сорбенту в сорбційних фільтрах. Для вуглевання води необхідно мати бак з механічним або гідравлічним перемішуванням, в якому відбувається замочування вугілля протягом 1 год. Виготовлену вугільну пульпу концентрацією 8% подають у воду перед очисними спорудами за 10 хв. до введення коагулянта. Доза вугілля перед фільтрами не повинна перевищувати 5 мг/дм^3 . Застосовують в основному активне вугілля марки БАУ і ОУ.

Підготовка вугілля - складна, трудомістка і забруднююча навколишнє середовище операція. Щоб уникнути забруднення очищеної води залишковими концентраціями вугілля потрібна велика точність дозування. Тому доцільніше використовувати сорбційні фільтри в кінці технологічної схеми після освітлювальних фільтрів. Як завантаження використовують перш за все активне вугілля АГ-3 і АГ-м. Сорбційні фільтри, як правило, напірні, товщину завантаження

приймають виходячи з швидкості фільтрування (10-15 м/год) і часу перебування води у вугільному завантаженні (10-15 хв). Основною технічною проблемою, пов'язаною із застосуванням сорбційних фільтрів, є питання відновлення сорбційної ємності фільтрів. Для цього використовують хімічні, термічні або біологічні методи, що вимагають вивантаження матеріалу з фільтра. Хімічний метод полягає у продуванні шару вугілля парою з подальшою обробкою лугом; при термічній регенерації адсорбовані органічні речовини випалюються у спеціальних печах при температурі 800-900°C; відновлення сорбційної ємності вугілля може також відбуватися з використанням мікробів. До теперішнього часу не існує надійного і дешевого методу регенерації вугілля, що збільшує витрату свіжого матеріалу і підвищує собівартість процесу.

Використання окислювачів при знешкодженні стічних вод.

Роль окислювачів в доочистці стічних вод. Можливий ступінь видалення забруднювачів у процесах третинного очищення (доочистки) практично не обмежений і визначається умовами скидання очищених стічних вод у водоймища, подачі води на технічні потреби або в систему питного водопостачання. При цьому повинні враховуватися і економічні міркування.

Як окислювачі використовують перераховані вище речовини. Озонування при доочистці стічних вод застосовують для доокислення органічних речовин, дезодорації, знебарвлення і знезараження. Теоретична потреба хлору при окисленні для зниження ХПК на 1 мг/л - 4,43 мг/л хлора. Хлорування збільшує на 20% вміст завислих частинок у воді за рахунок переходу деяких розчинних сполук під дією хлору в стан суспензії. БПК₅ знижується в середньому на 35%.

Знезараження стічних вод.

Знезараження проводиться хлором, гіпохлоритом натрію, що одержують на місці в електролізерах, або прямим електролізом стічних вод. Виробничі стічні води іноді знезаражують озоном. Розрахункова доза активного хлору приймається залежно від попереднього очищення стічних вод: після механічного очищення - 10 мг/л; після механічного очищення при ефекті відстоювання більше 70% і неповного біологічного очищення - 5 мг/л; після повного біологічного, фізико-хімічного очищення - 3 мг/л. При цьому в знезараженій воді після біологічного очищення вміст кишкових паличок повинен бути менше 1000 в 1 л, а рівень залишкового хлора не менше 1,5 мг/л при часі контакту 30 хв.

Споруди знезараження і знешкодження осадів

Хімічне знезараження осадів проводиться вапном, аміаком, формальдегідом або сечовиною. Одночасно підвищується цінність осадів як добрива. Потрібна для знезараження вапном температура 60°C досягається при дозах більше 30%. Для знезараження використовують мелене вапно, яке змішується з осадом в лопатевому змішувачі.

Дегельмінтизація радіаційним термічним нагріванням зневоднених осадів є найбільш простим способом їх знешкодження. Теоретична кількість теплоти, максимально потрібна на дегельмінтизацію 1 м³ осаду, зневодненого до 80%-ний вологості, при нагріві осаду з 10 до 60°C складає 560 МДж.

Біотермічна обробка (компостування) осадів здійснюється під дією аеробних мікроорганізмів з метою знезараження, стабілізації і підготовки їх до ути-

лізації як добрива. Для створення пористої структури осаду необхідної вологості і оптимального співвідношення вуглецю і азоту (20-30:1) осідання компостують спільно з торфом, розмолотою деревною корою, листям, соломою, твердими побутовими відходами і т.п.

Термічну сушку осадів застосовують для знезараження і зниження маси і об'єму опадів, заздалегідь зневоднених механічними методами. Це забезпечує ефективне видалення осадів з території очисної станції і їх подальшу утилізацію в народному господарстві. Термічну сушку проводять в барабанних і пневматичних сушарках, в установках із стрічними струменями, в агрегатах вітамінної муки, в сушарках з фонтануючим шаром і т.п.

Перед спалюванням необхідно прагнути до максимального зниження вологості осадів шляхом їх механічного зневоднення. Горінню зневоднених осадів передуює ендотермічний процес їх теплової підготовки, що включає прогрівання матеріалу, випаровування вологи і виділення летких компонентів. Як топкові пристрої для спалювання осадів стічних вод застосовують багаточереневі печі, печі з киплячим шаром інертного носія, а також барабанні печі, шарові й камерні топки.



Контрольні запитання:

1. Назвіть основні методи інтенсифікації процесу коагуляції при очищенні води.
2. Сутність і значення флокуляції при очищенні води коагуляцією.
3. Опишіть метод інтенсифікації коагуляції, пов'язаний з внесенням в оброблювану воду мінеральних замутнювачів.
4. Особливості протікання фізико-хімічних процесів окислення органічних домішок і коагуляції.
5. Значення регулювання рН при коагуляції домішок води.
6. Вплив умов перемішування коагулянту з оброблюваною водою при її очищенні.
7. Назвіть основні можливі схеми введення розчинів реагентів в оброблювану воду.
8. У чому полягають переваги роздільної, дробової і переривчастої коагуляції?
9. Електрокоагулювання при очищенні води.
10. Фізичні методи покращення процесу коагуляції.
11. Назвіть можливі ознаки і причини забруднення води, подаваної споживачам.
12. Від чого з'являються неприємні запахи у воді, подаваної споживачам?
13. Від чого з'являється мутність води, подаваної споживачам?
14. Від чого з'являється підвищений вміст заліза у воді, подаваної споживачам?
15. Охарактеризуйте методи знезараження води.
16. Застосування хлору в процесах очищення води.
17. Застосування озону в процесах очищення води.
18. Знезаражування води в бактерицидних установках.
19. Застосування окислювачів і сорбентів у процесах очищення води.



Література до вивчення теми:

1. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища школа, 2005. – 671 с.
2. Тугай А.М., Орлов В.О. Водопостачання. – Рівне: РДТУ, 2001. – 429 с.
3. Кульский Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. – К.: Вища школа, 1986. – 352 с.
4. Миклашевский Н.В., Королькова С.В. Чистая вода. Системы очистки и бытовые фильтры. – С.-Пб.: Изд. группа «Арлит», 2000. – 240 с.

ТЕМА 2. Методи забезпечення ефективної роботи очисних споруд систем водопостачання

- 1. Організація експлуатації очисних станцій.**
- 2. Загальні положення з обслуговування очисних станцій.**
- 3. Виробничий контроль за роботою споруд і підвищення її ефективності.**

1. Організація експлуатації очисних станцій

Водопровідні споруди можуть бути пред'явлені Державній приймальній комісії за наявності проектно-кошторисної документації, виконавчих креслень, актів на приховані роботи й дозволу на спеціальне водокористування. До цього наказом керівника підприємства або організації замовника створюється *робоча комісія*, яка проводить гідравлічні й технологічні випробування.

Гідравлічні випробування здійснюються з метою встановлення водонепроникності залізобетонних ємкостей (резервуарів, баків, каналів та інших споруд). При цьому випробовувана ємкість заповнюється водою до найвищого проектного рівня: всі засувки й шиberi закривають і запломбовують. Після закінчення певного терміну (не менше 3 діб) фіксують величину добового пониження рівня води в ємкості; спад води за добу не повинен перевищувати 3 л на 1 м² змоченої поверхні стін і днища. При гідравлічному випробуванні дотримується черговість у проведенні робіт.

Виявлені в ході огляду і випробувань будівельно-монтажні й проектні дефекти і недоробки зазначають в акті з вказівкою терміну їх ліквідації. Після виправлення недоліків, відмічених в акті, всі споруди й трубопроводи станції дезинфікують розчином з концентрацією активного хлора 75-100 мг/дм³ протягом 5-6 год. або концентрацією 40-50 мг/дм³ протягом не менше 24 год. контакту.

Хлорна вода після дехлорування викидається на прилеглі до споруд території або у водоймища.

Пуско-налагоджувальні роботи (технологічні випробування) можуть здійснюватися як експлуатаційним персоналом станції, так і спеціалізованими пуско-налагоджувальними організаціями; у тому й другому випадках обов'язкова присутність представників проектної організації.

У період пуско-налагоджувальних робіт необхідно встановити й порівняти з проектними: технологічні параметри роботи очисних споруд; режими роботи регулюючої і контрольно-вимірювальної апаратури, дозаторів, витратомірів, рівнемірів, регуляторів витрати і швидкості та ін.; дози реагентів, послідовність їх введення. Після закінчення пуско-налагоджувальних робіт і пробного пуску станції, який повинен продовжуватися не менше 2-4 діб, при отриманні води належної якості за узгодженням з СЕС станцію здають Державній приймальній комісії.

У **підготовчий період**, а також в період пуско-налагоджувальних робіт і пробного пуску інженерно-технічний персонал станції спільно з представниками пуско-налагоджувальної організації складають інструкції з технічної експлуатації.

платуації споруд і посадові інструкції щодо кожного робочого місця, встановлюють режими роботи очисної станції, перевіряють роботу станції за розрахунковими і аварійними режимами, умовами скидання і обробки продувочних і промивних вод, а також виробничих стічних вод. Всі матеріали, що характеризують кількість, склад і режими скидання виробничих стічних вод у водоймища, а також розрахункові дані, що передбачають необхідний ступінь обробки цих вод, узгодження з відповідними організаціями, подають проектними організаціями.

Нижче наводяться нормативні терміни тривалості технологічної наладки водопровідних споруд:

продуктивність комплексу споруд, тис. м ³ /доб.	до 0,8	12,5	40	80	125	160	200	250	320
тривалість технологічної наладки, міс.	2	4	5	6	7	8	9	10	11

Кількість експлуатаційного персоналу для обслуговування очисних споруд приймається залежно від продуктивності станції з урахуванням трудових витрат на роботи з поточного ремонту, що виконуються слюсарем-ремонтником, електромонтером-ремонтником, слюсарями з ремонту КІПіА, і аварійно-відновних робіт.

Склад робіт з експлуатації очисних споруд включає: обслуговування змішувачів, камер реакції, відстійників, освітлювачів із завислим шаром, фільтрів, насосів для наповнення промивних баків водою, резервуарів чистої води, хлораміачних установок, коагуляційних установок (включаючи обслуговування установок приготування вапняного молока, активованого вугілля, ПАА і АК), відбір проб води і реагентів і виробництво аналізів очищеної води за встановленими видами.

Загальна чисельність обслуговуючого персоналу, в тому числі інженерно-технічних працівників встановлюється Управлінням водопровідно-каналізаційного господарства за узгодженням з керівними органами для кожного окремого випадку залежно від місцевих умов, продуктивності станції, її складу, ступеня складності пристроїв і споруд та ін.

На станції повинна вестися така **звітність**:

- Загальний журнал роботи очисної станції з щоденним записом:
 - ⇒ загальної кількості обробленої води;
 - ⇒ води, витраченої на власні потреби;
 - ⇒ кількості витрачених реагентів і їх доз;
 - ⇒ споруд і устаткування, що знаходиться в роботі, чищенні, ремонті;
 - ⇒ виконуваних планових оглядів і планово-запобіжних ремонтів;
- Журнал аналізів з щоденним записом результатів;
- Складський журнал.

2. Загальні положення з обслуговування очисних станцій

Реагентні цехи. Як основні реагенти, використовувані при освітленні й знебарвленні господарсько-питної води, застосовують: сульфат алюмінію $Al_2(SO_4)_3$, алюмінат натрію $NaAlO_2$, хлористий алюміній $AlCl_3$, оксихлорид алюмінію $[Al_2(OH)_5Cl] \cdot 6H_2O$, сульфат заліза $(FeSO_4)$, сульфат заліза $Fe_2(SO_4)_3$,

хлорне залізо FeCl_3 , гашене вапно $\text{Ca}(\text{OH})_2$, сода Na_2CO_3 , поліакриламід (ПАА), озон (O_3) і ін.

Склад і дози реагентів, послідовність і місця їх введення в оброблювану воду, початок і кінець періоду застосування різних реагентів встановлюються головним інженером або технологом станції спільно із завідувачем лабораторії на підставі фізико-хімічних, санітарно-бактеріологічних і технологічних аналізів вихідної води і води, яка пройшла обробку на окремих спорудах, а також з урахуванням досвіду виробничої обробки її на власній станції або на аналогічних станціях. Прийняті технологічні схеми обробки води затверджуються і узгоджуються з місцевими органами Державного санітарного нагляду.

Місце введення реагентів і їх орієнтовні дози, що приймаються при проектуванні реагентного господарства, в ході експлуатації станцій постійно коректуються.

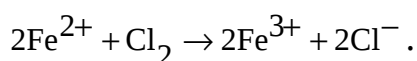
Тверді реагенти розчиняються в розчинювальних баках за інструкціями, складеними на основі типових, але з урахуванням місцевих умов. Розчинення реагенту може здійснюватися як за масою, так і за об'ємом. Облік витрати реагентів, що подаються зі складу, проводиться за їх змінами. Міцність розчину реагентів контролюється за його щільністю або титруванням.

Перевірка дозуючих пристроїв проводиться, як правило, щоквартально, але не рідше 2 рази на рік і полягає в огляді арматури, перевірці відсутності засмічень, стану з'єднань та ін.

Для коагулянту і вугільного порошку може бути застосоване сухе дозування. Точність роботи дозаторів (за об'ємом або масою) перевіряється не рідше 1 раз в зміну.

При приготуванні вапняного молока в ньому міститься багато нерозчинних домішок, що є баластом у процесах підлогування і стабілізації води. Для доочистки вапняного молока від нерозчинних домішок можуть застосовуватися гідроциклони діаметрами 75, 125 і 150 мм. Перед подачею вапняного молока на гідроциклон і попереднім відділенням крупних частинок у відстійному баку вапняне молоко рекомендується розбавляти до робочої концентрації 1-2% за CaO .

При використанні залізного купоросу одночасно з коагуляцією рекомендується застосовувати вапнування води, доводячи рН до 9-9,5. При менших значеннях рН гідроліз солей двовалентного заліза не протікає до кінця, а швидкість окислення іонів закисного заліза в окисне киснем, розчиненим у воді, недостатня. Для прискорення гідролізу оброблювану воду необхідно хлорувати перед введенням закисного заліза. Окислення іонів двовалентного заліза протікає таким чином:



Витрата хлору складає 17,75 міліграм на 1 мг-екв коагулянту. При цьому слід враховувати, що, окрім наведеної реакції, хлор витрачається також на окислення органічних домішок природних вод.

Фторування води здійснюється після фільтрування, перед надходженням води у водопровідну мережу, часто спільно з хлоруванням. Для фторування води застосовують 35% кремнефтористоводневої кислоти, 90-95% фтористого на-

трію, 99% кремнефтористого натрію та ін. При фторуванні води необхідно дотримувати:

- постійність поступаючої на обробку води;
- точність дозування фтору і глибоке перемішування його з водою;
- вимірювання і контроль концентрації фтору після обробки води.

Фтористі сполуки у процесі фторування води подаються сухими живильниками з точністю дозування $\pm 3\%$ або гравіметричними живильниками з точністю дозування $\pm 1\%$.

Дозування рідких реагентів здійснюється напірними або вакуумними дозаторами. Хлорна вода і водний розчин сірчистого газу, що утворюється в газодозаторах, повинні подаватися до місця їх введення в оброблювану воду гумовими шлангами, аміачна вода і аміак - залізними трубами. Змішення аміаку з водою повинне проводитися близько від місця його введення в оброблювану воду в особливих колонках змішувачів спеціальної конструкції.

Відхилення від заданих доз, а також перерви в їх подачі не допускаються. Безперебійність подачі досягається установкою запасних дозаторів, наявністю устаткування і запасних частин, необхідних для невідкладного ремонту. Знімання або витрата газу з одного балона без підігріву при знаходженні його в приміщенні з $t=15-18^{\circ}\text{C}$ не повинна перевищувати для хлору 500 г/год. Для збільшення об'єму може бути використано підігрівання хлору. При цьому слід мати на увазі, що за вимогами техніки безпеки категорично забороняється на хлорпроводах встановлювати випарники трубчастого типу, резервуари, відкриті змішувачі або інші ємкості. Підігрів повинен здійснюватися тільки в закритих змієвикових випарниках. Випарники цього типу є вертикальними ємкостями - кожухи, в яких протікає вода, підігріта до температури не вище $40-50^{\circ}\text{C}$, і змішувач для рідкого хлору, що перетворюється на газоподібний.

Очищення газу перед впусканням його в газодозатор здійснюється у проміжному балоні (ресівері). Ресівер розміщується між редукційним вентилем робочих балонів (або колектором, що збирає хлор від декількох бочок або балонів) і вхідним вентилем газодозатора. Один проміжний балон може обслуговувати до 8 робочих балонів.

Склади реагентів розраховують на зберігання 30-денного запасу, рахуючи за період максимального споживання. При обґрунтуванні об'єм складів допускається приймати на інший термін зберігання, але не менше 15 діб. За наявності базисних складів обсяг складів при станціях допускається приймати на термін зберігання не менше 7 діб. Склади реагентів проектується на сухе або мокре зберігання у вигляді концентрованих розчинів або продуктів, залитих водою.

Сухе зберігання проводять у закритих, добре вентильованих приміщеннях. Склади для зберігання реагентів, окрім хлору і аміаку, розташовують поблизу приміщень для приготування їх розчинів і суспензій. Склад активованого вугілля повинен розташовуватися в окремому приміщенні, бути пожежо- і вибухобезпечний (відноситися до категорії В).

Приміщення складу фторовмісних реагентів повинно бути відокремлено від інших виробничих приміщень. При цьому місця можливого виділення пилу повинні бути обладнані місцевими відсмоктувачами повітря, а розвантаження

кремнефтористого натрію і фтористого натрію повинно проводитися під захистом шафового укриття. Враховуючи токсичність фторовмісних реагентів, у всіх випадках потрібно передбачати загальні й індивідуальні заходи захисту обслуговуючого персоналу.

Витратні склади хлору для балонів і бочок належить розміщувати в окремих закритих вогнестійких, добре вентильованих приміщеннях на відстані не менше 300 м від житлових і громадських будівель. Якщо дозволяє зона захисту, то витратні склади на водопровідних спорудах із споживанням понад 1 т хлору в добу дозволяється влаштовувати із стаціонарних ємкостей заводського виготовлення місткістю до 40 т. Передача газоподібного хлору з такого складу до місця споживання може здійснюватися хлоропроводам протяжністю не більше 1 км. Переливання хлору в дрібну тару (балони або бочки) на цих установках забороняється.

При зберіганні балонів і бочок повинні дотримуватися наступних правил:

- ▲ балони, що зберігаються у вертикальному положенні, розміщують у гніздах, які оберігають їх від падіння, вентилями вгору;
- ▲ балони, які зберігаються в горизонтальному положенні, складають у штабелі заввишки не більше 1,5 м і завдовжки не більше 3 м;
- ▲ ширину проходу між штабелями роблять рівною повній довжині балону, але не менше 1,5 м;
- ▲ відстань між балонами у штабелі повинна забезпечувати вільне витягання балонів;
- ▲ вентиля балонів направляють у бік проходу;
- ▲ бочки зберігають на спеціальних візках або підставках;
- ▲ розміщення бочок повинне бути таким, щоб при витяганні будь-якої з них інші не переміщалися.

При доставці газоподібних реагентів на станцію у цистернах їх переливають в бочки, балони або стаціонарні ємкості спорожняють шляхом створення в цистерні тиску 0,5-1,5 МПа (за допомогою стиснутого повітря). Контроль за наповненням здійснюють зважуванням або за допомогою рівнемірів. Для зважування балонів з хлором використовують десяткові ваги, розраховані на навантаження 1-2 т, для зважування порожніх балонів - ваги на 200 кг. Наповнювати тару рідким хлором більш ніж на 80% номінальної місткості небезпечно. Про повне спорожнення цистерни дізнаються за шумом, вироблюваним повітрям при прориві через сифонову трубку. Встановлена на практиці швидкість переливу зріджених реагентів складає від 6 до 12 т/год. З метою підвищення швидкості переливу в деяких випадках проводять обігрів ємкості, що спорожняються.

Хлоропровод повинен бути змонтований тільки з суцільнотягнутих товстостінних труб. З'єднання труб необхідно робити герметичним, різьбовим на муфтах або фланцях з прокладками. Забороняється прокладати хлоропровід у каналах і місцях, важкодоступних для оглядів і ремонтів.

Один раз на рік хлоропровід слід звільняти від хлору, продувати сухим повітрям, оглядати у вузлах відгалужень, ремонтувати при потребі й негайно після продування заповнювати рідким хлором.

Процеси змішання і змішувачі.

Процес змішування призначений для швидкого і рівномірного розподілу реагентів в оброблюваній воді. Змішування за нормативами повинно бути закінчено протягом 1-2 хв. при мокрому і не більше 3 хв. при сухому дозуванні реагентів. У той же час слід відзначити, що ефект змішування значною мірою залежить від первинного змішування: чим менший термін змішування, тим швидше і глибше відбувається коагуляція домішок, тобто швидше наступає утворення пластівців.

При експлуатації змішувачів треба прагнути до того, щоб коефіцієнт об'ємного використання споруди був найвищим.

Огляд, очищення і поточний ремонт камер змішувачів повинні здійснюватися в періоди найменш напруженої роботи станцій відповідно до плану. При експлуатації перегородчастих і дірчастих змішувачів необхідно стежити за тим, щоб у воду не потрапило повітря. З цією метою проходи перегородчастого змішувача повинні бути затоплені, причому відстань від верхньої кромки проходу до рівня води повинна складати 10-15 см. У дірчастих змішувачах верхній ряд отворів повинен бути також затоплений на глибину 10-15 см. Відвідні від змішувачів воду трубопроводи занурюють у воду на глибину 50-60 см від верхньої кромки трубопроводу.

Для інтенсифікації процесу змішування оброблюваної води з коагулянтom і поліпшення процесу осадження коагульованої суспензії застосовують аерування води. Як відомо, продуктами гідролізу сірчаноокислого алюмінію при розчиненні його у воді є колоїди гідроокиси алюмінію або основні солі його і іони водню. Останні, вступаючи у взаємодію з присутніми у воді бікарбонатними іонами, призводять до утворення значної кількості вільної вуглекислоти.

Утворювана вуглекислота сорбується частинками пластівців суспензії, викликаючи її флотацію - спливання пластівців на поверхню води. При цьому пластівці стають більш рихлими, менш міцними, з пониженими сорбційними властивостями. Все це погіршує процес осадження суспензії у відстійних спорудах.

Застосування аерування води багато в чому прискорює процес видалення вуглекислоти і робить процес десорбції її якнайповнішим. При цьому значно змінюється структура пластівців: вони стають щільнішими, менш газонаповненими, що приводить до швидшого осадження суспензії і кращого освітлення води.

Найсприятливіше позначається процес флотування пластівців на освітленні води при коагуляції малокаламутних кольорових вод, особливо в умовах низьких температур, коли в'язкість води значно збільшується. У даному разі найбільш доцільний і прийнятний метод коагуляції із застосуванням аерування.

Процеси утворення пластівців і камери утворення пластівців (реакції).

У процесі експлуатації камер утворення пластівців необхідно забезпечувати повільне і рівномірне перемішування, а також постійне спостереження за швидкістю руху води в камерах утворення пластівців: рекомендується підтримувати швидкості 0,2-0,3 м/с на початку і 0,05-0,1 м/с в кінці руху води в камерах.

Мляве, повільне утворення пластівців свідчить про неправильний гідравлічний режим, низькі або завищені дози реагентів, низьку температуру води, недостатній лужний резерв і недосконалість методу коагуляції.

При проведенні процесів утворення пластівців необхідно враховувати наступні положення:

↪ зниження температури оброблюваної води уповільнює процес коагуляції приблизно в 2 рази на кожні 10°C , а при температурах нижче 3°C процес сповільнюється настільки, що можна вважати його таким, що припинився;

↪ якнайкращі умови утворення пластівців досягаються для м'яких і кольорових вод при $\text{pH} = 5-6$, а для жорстких і каламутних - при $\text{pH} = 6,5-7,5$;

↪ поліпшенню процесів коагуляції і утворення пластівців суспензії сприяє попереднє хлорування води; при цьому витрата коагулянту може бути знижена на 20-50%; крім того, попереднє хлорування води покращує санітарний стан водоочисних споруд;

↪ поліпшенню процесів утворення пластівців сприяє введення в оброблювану воду флокулянтів (ПАА, активованої кремневої кислоти та ін., а також осаду з відстійників, освітлювачів, шламу з відшарованої промивної води фільтрів та ін.);

↪ інтенсифікація утворення пластівців може бути досягнута продуванням через оброблювану воду повітря у спеціально обладнаній камері з укладеними на її дні ґратами з перфорованих труб або пористих плит з витратою повітря $0,15 \text{ м}^3$ на 1 м^2 площі резервуару.

Рекомендовані відстані між осями труб - $0,9-1,5 \text{ м}$ при діаметрі отворів $1,8-2,0 \text{ мм}$ і кроці між ними $75-150 \text{ мм}$; глибина барботажу - $2-2,5 \text{ м}$; допустима висота води - не більше $4,5 \text{ м}$.

Під час експлуатації камер утворення пластівців необхідно стежити за тим, щоб утворювані пластівці не руйнувалися і не випадали в осад. Оптимальний режим швидкості руху води встановлюється у процесі експлуатації. Так само як і для змішувачів, слід прагнути до того, щоб коефіцієнт об'ємного використання був найвищим. Камери утворення пластівців не рідше за 1 раз на рік (це стосується і змішувачів) очищають і відмивають 5%-ним розчином залізного купоросу. Потім проводять дезинфекцію їх хлорною водою і дозою активного хлору не менше 25%.

Споруди з відстоювання води.

Під час роботи вертикальних і горизонтальних відстійників необхідно: стежити за накопиченням в них осаду і впливом його на якість води, що відстоюється; перевіряти не рідше один раз на квартал рівномірність розподілу води як між відстійниками, так і за їх перерізом; стежити за відсутністю перекосу кромок переливних лотків і жолобів.

При експлуатації освітлювачів із завислим шаром особливе значення має їх «зарядка»: перед наладкою освітлювачів необхідно провести пробну коагуляцію води з метою встановлення необхідної дози коагулянту; для інтенсивнішого процесу утворення пластівців рекомендується проводити вторинну коагуляцію встановленими дозами реагентів, рівними 20-25% від початкової розрахункової дози. Для прискорення «зарядки» освітлювачів з шаром завислого фільт-

ру рекомендується застосовувати важкі залізні коагулянти й інтенсифікуючі ре-агенти (ПАА, АК та ін.); накопичення розрахункового шару завислого фільтру повинне відбуватися при закритій засувці, встановленій на системі примусового відсмоктування.

Після того як верхня межа завислого шару досягне верху шлаковідвідних труб (в освітлювачах з піддонним шламоушільнювачем) або рівня спеціальних вікон (у освітлювачах з вертикальним осадоушільнювачем), для видалення надлишків безперервно приростаючого завислого шару відкривається засувка на системі примусового відсмоктування з таким розрахунком, щоб через неї проходила витрата води, рівна 15-25% продуктивності освітлювача.

Контроль приросту завислого шару здійснюють шляхом відбору проб води як через контрольні краники, так і на різних висотах за допомогою вакууму-насоса, барометра або вимірювання глибини занурення електричної лампочки низької напруги (12 В), що опускається в освітлювач зверху на шнурі.

Осад з шламоушільнювача видаляють без виключення подачі коагульованої води, тобто не зупиняючи освітлювача. Викачування осаду може здійснюватися мембранним насосом протягом 50-60 хв., після цього осад повинен подаватися на зневоднення (майданчики, мула, фільтри-преси і т.п.). Під час видалення його з камер шламоушільнювачів бажано засувку на системі примусового відсмоктування прикрити (принаймні, наполовину), для того, щоб при проходженні води через шламоушільнювач не знижувати концентрацію осаду зайвим розбавленням.

Окрім одноразового випуску осаду в зміну (або в добу), 1-2 рази на рік треба проводити генеральне чищення шламоушільнювача і камер освітлення. Процес чищення здійснюється таким чином: подача води в освітлювач припиняється, проводиться його спорожнення через донний спуск; через шламовідвідну трубу вода подається в камеру шламоушільнення з метою розмиву осаду, що залишився на її стінках і дні.

При експлуатації освітлювачів з шаром завислого фільтра велику увагу слід приділяти обробці малокаламутних кольорових вод, особливо в період інтенсивного нагріву поверхневих вод після весняного сніготанення. У деяких випадках стійка робота освітлювачів в цей період може бути забезпечена тільки при значно знижених швидкостях висхідного потоку води в зоні освітлення. Дослідження показують, що швидкість висхідного потоку нижче за осадовідвідними пристроями слід приймати не більше 0,65 мм/с для коридорних освітлювачів і не більше 0,9 мм/с для освітлювачів, розроблених у ВНДІГС.

Як при пуску, так і під час експлуатації освітлювачів із завислим осадом потрібно постійно відпрацьовувати такі параметри:

- ☑ підбір оптимальних доз реагентів для обробки води і встановлення якнайкращого режиму дозування і введення їх в оброблювану воду;

- ☑ рівномірний розподіл води освітлювачами і за площею кожного освітлювача окремо;

- ☑ створення щільного і стійкого завислого осаду в освітлювачі зі встановленням оптимальної висоти його;

- ☑ встановлення оптимальної швидкості висхідного потоку води в освітлю-

вачі і визначення продуктивності його в різні періоди року;

☑ встановлення періодичності і тривалості скидання осаду з осадоушільнювача при продуванні освітлювача;

☑ визначення втрат води при продуванні.

Для попереднього освітлення і знебарвлення господарсько-питної води перед надходженням її на фільтри знаходять застосування флотаційні установки, які можуть бути використані як при будівництві нових, так і при реконструкції існуючих очисних споруд шляхом переобладнання відстійників, освітлювачів із завислим осадом, окремих ємкостей та ін. Флотаційні установки рекомендується застосовувати при обробці малокаламутних кольорових вод поверхневих вододжерел.

Під час роботи флотаційних установок ведуть спостереження за рівномірним розподілом водоповітряного розчину в об'ємі оброблюваної води, ступенем освітлення її, швидкістю утворення піни, рівномірністю розподілу її по всій верхній камері. Скидання піни з камери флотації може бути безперервним і періодичним. Періодичність скидання флотаційної піни встановлюється за умови запобігання руйнуванню її в камері і тим самим попередження вторинного забруднення води, а також за санітарними міркуваннями. Час перебування піни повинен бути не більше 8 год.

Для освітлення, флотації рекомендується використовувати очищені коагулянти. При застосуванні неочищених коагулянтів розчини їх слід заздалегідь піддавати відстоюванню протягом 20-30 хв.

Видалення осаду, що накопичився у відстійних спорудах, здійснюється не рідше 1 разу на рік, звичайно перед настанням паводку. Цей процес проводять в наступному порядку: припиняють подачу води у відстійник, відкривають водостічні засувки, і вода з нього з частиною осаду скидається в стік; осад, що залишився, розмивається водою з брандспойтів з видаленням його також у стік; забруднення із стінок і перегородок видаляються щітками, а потім обробляють 5%-ним розчином FeSO_4 . Після очищення резервуари дезинфікують хлорною водою з дозою активного хлору 25 мг/дм^3 .

При роботі відстійників слід виключити утворення «мертвих зон», збільшувати коефіцієнт об'ємного використання споруд. Для поліпшення роботи горизонтальних відстійників і підвищення якості освітлюваної води рекомендується вмонтовувати системи розосередженого відбору води.

Тонкошарові відстійники дозволяють інтенсифікувати процес осадження, на 25-30% підвищити ефект освітлення, на 60% зменшити площу забудови. До переваг тонкошарових відстійників слід віднести також стійкість їх роботи при значних коливаннях витрат поступаючої на очищення води, зміні її температури і концентрацій забруднень.

Застосування принципу тонкошарового відстоювання перспективне при реконструкції діючих відстійників різного типу з метою збільшення їх продуктивності. Це є найбільш економічним, а в ряді випадків єдиним рішенням, враховуючи обмежені умови діючих очисних станцій і, як правило, відсутність поблизу їх вільних земельних площ. При цьому реконструкція споруд може бути здійснена в найкоротший строк, оскільки перевлаштування цих споруд в тон-

кошарові відстійники не вимагає тривалих і складних будівельно-монтажних робіт, а зводиться до установки спереду виготовлених блоків тонкошарових елементів у відстійній зоні. Тонкошарові елементи можуть бути виконані як з гнучких матеріалів, що не володіють достатньою жорсткістю, так і з матеріалів достатньої жорсткості. Для забезпечення сповзання в осадову частину відстійника суспензії, що осідає на поверхні тонкошарових елементів, останнім додають нахил до горизонту. Кут нахилу приймають звичайно 55-60°. За конструкцією тонкошарові елементи виконують у вигляді плоских або гофрованих полиць, а також у вигляді труб різного поперечного перерізу: круглого, квадратного, прямокутного і т.д.

Спосіб осадження суспензії в шарах з малою висотою може бути використаний в освітлювачах із завислим осадом для підвищення ефекту освітлення і збільшення їх продуктивності. Особливо це ефективно при очищенні кольорових вод з малою і середньою каламутністю. Для цього можуть бути застосовані розроблені НІКВіОВ АКГ ім. К.Д.Памфілова тонкошарові модулі, що складаються з каркаса і полиць з полівінілхлориду. Тонкошарові модулі заввишки 1,1 м встановлюють в робочих камерах і осадоушільнювачі. Установка цих модулів дозволяє збільшити швидкість висхідного руху потоку в освітлювачі в 1,5 раза порівняно зі швидкостями, що приймаються для освітлювачів звичайної конструкції.

Фільтри і контактні освітлювачі.

Пуск фільтрів в експлуатацію після виконання ремонтних робіт здійснюють таким чином: фільтр поволі заповнюється знизу через промивну систему відстоюною водою з метою витіснення повітря з порового простору фільтруючого шару і виключення порушення горизонтальності (розмиву) сухого шару піску при подачі води зверху. Коли рівень води у фільтрі буде вищий за поверхню піску на 200-300 мм, пуск води знизу припиняють і починають подавати її зверху через бічний карман до повного заповнення фільтра. При розрахунковому рівні води фільтр залишають у спокої на 20-30 хв.; після цього його заздалегідь промивають із скиданням фільтрату в каналізацію. Після закінчення відмивання завантаження фільтр знезаражують хлорною водою, що містить 20-50 мг/л активного хлору. Фільтр включають в роботу після 24-годинного контакту і остаточної промивки його чистою водою до отримання залишкового хлору в промивній воді не більше 0,3-0,5 мг/л. Пуск фільтрів в роботу слід проводити при швидкості фільтрації 2-3 м/год. з поступовим збільшенням до розрахункової (у течію не менше 15 хв.).

При завантаженні двошарових фільтрів з верхнім шаром з антрацитної крихти роботи здійснюють в два етапи. Спочатку фільтр завантажують тільки гравієм і піском і експлуатують протягом місяця для гідравлічної класифікації (під час промивок) зерен піску. За цей час з поверхні фільтру видаляється дрібний пісок (фракція менше 0,5-0,6 мм). Тільки після того, як ситовий аналіз верхнього шару піску покаже майже повну відсутність дрібних частинок, приступають до завантаження фільтра антрацитною крихтою. Для цього фільтр заливають водою на 0,4-0,5 м вище за поверхню піску; після цього антрацитну крихту засипають рівномірно у воду і витримують протягом 3-4 год. для виділення

повітря з пор антрациту. Потім відмивають завантаження від вугільного пилю, поступово збільшуючи інтенсивність промивки (перші 2-3 хв. інтенсивність має бути не більше 7-8 л/см²). Надалі фільтри й контактні освітлювачі (КО) ретельно промивають з розрахунковою інтенсивністю подачі води. Таким чином, з поверхні піску або антрациту знімають бруд і дрібні фракції, потім, якщо необхідно, проводять довантаження.

Як фільтруючі матеріали, окрім кварцового або кар'єрного піску і антрациту, можуть використовуватися роздроблений мармур, магнетит, керамічна крихта, керамзит, горілі породи та інші фільтруючі матеріали, що відповідають за певними параметрами встановленим вимогам. До таких параметрів відносяться: щільність, хімічна стійкість, механічна міцність, стиранисть, подрібнюваність і гранулометричний склад. Як матеріал підтримуючих шарів застосовують гравій або щебінь, які повинні бути стійкі проти подрібнення і стирання, хімічно стійкі, містити частинки вапняку в кількості не більше 10%. Для запобігання зрушенню підтримуючих гравієвих шарів застосовують плити з безпіщаного макропористого бетону або привантаження верхнього підтримуючого шару (2-4 мм) зворотним фільтром завтовшки 20-25 см з крупного (16-32 мм) гравію. Останнім часом знаходять застосування фільтри без підтримуючих шарів.

Фільтруючий матеріал, що доставляється на станцію, і гравій треба мити й сортувати відразу ж після його доставки. Промитий і відсортований завантажувальний матеріал повинен зберігатися в засіках або штабелях, захищених від зовнішнього забруднення.

Для економії витрати хлору і освітленої води промивку фільтруючого завантаження можна проводити неочищеною водою. Це можливо при каламутності вихідної води до 8-10 мг/дм³ і кольоровості 50-60 град. При промивці водою вказаної якості (у зимовий період) у фільтруючому завантаженні не відбувається зростання залишкових забруднень ні у вигляді мікроорганізмів, ні у вигляді мінеральних суспензій. За бактеріологічними і органолептичними властивостями вода, що пройшла через фільтр, який промивається неочищеною водою, не відрізняється від води, що пройшла фільтр, промитий очищеною водою.

При експлуатації повільних фільтрів необхідно: вести спостереження за станом біологічної плівки і верхнього шару піску; своєчасно видаляти верхній забруднений шар; своєчасно заготовляти й досипати пісок до того, що нагромадиться; проводити хіміко-бактеріологічний контроль якості обробленої води; рівномірно розподіляти воду, що поступає на фільтр. Роботи з видалення забрудненого піску і досипання чистого повинні бути механізовані. Повільні фільтри чутливі до вмісту в освітлюваній воді планктону. Тому при числі клітин 1000-1500 шт. в 1 мл вода перед подачею її на фільтри повинна проціджуватися через мікрофільтри або інші пристрої. Щоб уникнути розвитку фітопланктону на фільтрах бажано виключати попадання світла у приміщення, де вони знаходяться.

Експлуатація установок зі знезараження води хлором.

Для знезараження води застосовують хлор в газоподібному стані і у вигляді сполук (хлорне вапно, гіпохлоріти та ін.). Хлорування питної води при добовій витраті до 50 кг, як правило, дозволяється проводити тільки з балонів. При

витраті хлору більше 50 кг/доб. можуть використовуватися як балони, так і бочки-контейнери заводського виготовлення місткістю 1000 л.

Збірний трубопровід від балонів або бочок підключається до вакуумних хлораторів послідовно через змієвиковий випарник і балон-грязьовик місткістю 50-70 л з сифоною трубою. На збірному колекторі між балонами (або бочкою) на вагах і випарником влаштовують спіраль для вільної роботи вагів.

Випаровування рідкого хлору повинне проводитися тільки у змієвикових випарниках, які є вертикальними циліндровими апаратами з розміщеними всередині змієвиками, по яких проходить рідкий хлор.

Установка на хлоропроводах трубчастих випарників або інших ємкостей забороняється. Перед подачею хлору у випарники необхідно: перевірити підготовку випарників для приймання рідкого хлору; переконатися, що хлораторщики і всі працюючі в хлораторній попереджені про початок подачі хлору; хлорний вентиль на лінії подачі хлору у випарник відкривати повільно, створюючи тиск в хлоропроводі не вище 0,4 МПа; підігрів змієвика проводити тільки водою з температурою не більше 40-50°C. На ежектори хлораторів повинна безперебійно подаватися вода під тиском не менше 0,4-0,5, але не більше 0,7 МПа. На випадок припинення подачі води необхідно передбачити вторинне живлення або установку підкачуючого насоса. Відбір води для інших цілей з лінії ежекторів забороняється.

Всі лінії хлораторної установки при їх заміні повинні виконуватися з хлоростійких матеріалів. Для сухого газу хлору стійкими матеріалами є неіржавіючі, леговані, вуглецеві й хлористі сталі, алюмінієві сплави, вініпласт, ебоніт, фаоліт, скло, свинець, мідь, пароніт (прокладення), азбестографітове набивання. Хлорна вода має велику агресивну здатність, тому комунікації виконуються головним чином з неметалічних матеріалів (гума, полівінілхлорацетат, вініпласт, ебоніт). Найчастіше хлорну воду транспортують гумовими шлангами діаметром 25-31 мм.

Хлорне вапно для знезараження води застосовують на водопровідних станціях невеликої продуктивності у вигляді розчину, дозування його повинне здійснюватися тільки після відстоювання. Останні дослідження АКГ показали, що для знезараження води може застосовуватися і гіпохлорит натрію, який одержують електролітичним способом з розчину кухонної солі.

Знезараження води озонуванням та іншими способами.

Для дії озону на домішки, що знаходяться у воді, необхідно змішувати його з водою. У даний час застосовують два способи:

а) змішування за допомогою емульгаторів (ежекторів). Цей спосіб простий, але вимагає пропуску через ежектор всієї оброблюваної води, що веде до додаткових витрат електроенергії;

б) подача озонованого повітря через дірчасті труби, розміщені в нижній частині контактної колони. Потік води в колоні прямує зверху вниз. Час контакту знезаражуваної води озоном приймають рівним 5 хв. Доза озону залежить від призначення озонування води: якщо озон вводиться тільки для знезараження води (після очищення води), то доза озону може складати 0,6-1,5 мг/л, якщо ж озон призначається і для інших цілей (наприклад, для знебавлення води,

видалення сірководня, знезалізнення та ін.), то доза озону може доходити до 4-5 мг/л.

Всі елементи установок і устаткування, з якими стикається озон, повинні бути стійкі до нього. Озон і його водні розчини корозійні: вони руйнують сталь, чавун, мідь, гуму, ебоніт. Стійкими є неіржавіюча сталь і алюміній (термін служби спеціально підібраної неіржавіючої сталі складає 10-15 років, а алюмінію – 5-7 років).

Для знезараження води можуть застосовуватися іони важких металів (срібло, мідь, кадмій, хром та ін.). Найбільшого поширення набуло срібло. Форми введення срібла можуть бути самими різними:

- ✧ занурення у воду срібних пластинок або витримка води в срібних судинах; бактерицидний ефект настає через 8-24 год.;

- ✧ використання посрібленого піску; час бактерицидної дії в цьому разі знижується до 2-4 год.;

- ✧ введення у воду солей срібла - розчину нітрату срібла, аміачного розчину срібла та ін.; час бактерицидної дії скорочується до 1-2 год.;

- ✧ електролітичний метод найбільш ефективний для приготування срібної води; розчинення срібла протікає при відстані між пластинами 5-12 мм, щільність струму 0,15-5,0 мА/см² і напрузі на електродах 3-12 В; час бактерицидної дії складає 15-120 хв.

Вихід срібла за струмом залежить від складу домішок води і умов електролізу, а це, в свою чергу, впливає на бактерицидну дію і швидкість протікання процесу знезараження води. Суспензії і деякі розчинені у воді солі можуть утворювати на поверхні срібла щільні плівки, що роблять електроди малорозчинними, чи змінювати електрохімічні реакції на електродах. Так, наявність у воді хлоридів призводить до утворення на срібному аноді плівки хлориду срібла, що утрудняє розчинення металу і, отже, знижує вихід срібла по струму. Вміст сульфатів заважає електролітичному розчиненню срібла через виділення на аноді кисню. Для протікання нормальних процесів розчинення срібла вміст хлору повинен бути не більше 30 мг/л, а іонів сульфатів - не більше 50 мг/л.

Для знезараження води іонами срібла в даний час застосовують іонатори різних марок.

Знезараження води ультрафіолетовими променями (довжина хвилі від 200 до 295 нм) має наступні переваги (в порівнянні з хлоруванням): ультрафіолетові промені знищують не тільки вегетативні, але і спороутворюючі бактерії; робота установок з ультрафіолетовими променями більшою мірою може бути автоматизована; експлуатація їх простіша і безпечніша, ніж хлорного господарства. До недоліків можна віднести відсутність бактерицидної дії в каламутних водах, а також ефекту «післядії». У даний час для знезараження води застосовують установки із зануреними і незануреними лампами. Тривалість експлуатації ламп, що гарантується заводами, складає не менше 1500 год.

Для збереження прозорості кварцових циліндрових чохлах періодично (1-2 рази на місяць) поверхню їх необхідно очищати від осаду, який випадає з води. За станом чохла як при експлуатації, так і при очищенні скла спостерігають через верхнє оглядове вікно. Чохли очищають у процесі роботи установки, від-

ключаючи послідовно окремі секції камери. Якість опромінювання контролюють звичайними бактеріологічними аналізами.

Ультразвукові хвилі з малою довжиною і частотою більше 20000 Гц активують процеси окислення і викликають в деяких випадках коагуляцію білків. Бактерицидна дія ультразвукових коливань зростає із збільшенням інтенсивності ультразвукового поля і тривалості дії його на воду. Недоліком цього способу знезараження є складність створення досить потужних генераторів ультразвукових коливань, які діють ефективніше на крупні клітини і багатоклітинні організми, ніж на бактерії, загибель яких є основною метою знезараження.

Стабілізація, фторування і знефторювання води.

При застосуванні для стабілізації води вапна, крейди і мармуру підвищується загальна жорсткість води. Неточне дозування їдкого натру, вапна і соди може привести до різкого підвищення рН, що відобразиться на ході коагуляції. При введенні розчинів цих реагентів у змішувач можливо підвищення кольоровості оброблюваної води за рахунок того, що при підвищенні рН посилюється забарвлення гумінових речовин.

Для стабілізації очищеної води, крім введення розчинів реагентів після відстійників або фільтрів, можуть застосовуватися комбіновані фільтри, складені із звичайного піщаного завантаження і шару мармурової крихти заввишки до 400 мм з крупністю зерен 1-3 мм. Використання карбонатних порід забезпечує спокійніше протікання процесу стабілізації, оскільки при цьому не спостерігається різке підвищення рН при коливаннях дозувань. Якщо у воді міститься залізо, то його потрібно видалити до подачі води на фільтри, інакше мармурова крихта покриватиметься плівкою сполук заліза, що не змивається при промивці фільтрів. У процесі стабілізаційної обробки води необхідно здійснювати контроль за утворенням на стінках труб захисної карбонатної плівки. Для цього виділяють контрольні (що відключаються) доступні для огляду ділянки трубопроводів. Дози для фторування води у кожному окремому випадку призначаються органами Держсаннагляду. Звичайно необхідний вміст фтору в питній воді в умовах помірного клімату складає 0,9-1,5 мг/л, в умовах жаркого клімату - 0,6-0,8 мг/л. Вживані реагенти, місця їх введення і дози визначають згідно із СНіП 2.04.02-84.

Склад фторвміщуючих реагентів і фтораторна повинні розташовуватися поряд у закритому приміщенні. Складське приміщення може з'єднуватися з фтораторною; при цьому повинна бути передбачена загальнообмінна вентиляція. Вміст фтору в повітрі приміщення фтораторної не повинен перевищувати 1 мг/м³. Приміщення фтораторної і складу слід ізолювати від інших приміщень. Фторвмісні сполуки є токсичними, тому робітники повинні забезпечуватися спецодягом (комбінезонами, кирзовими чобітьми, гумовими рукавичками, фартухами, захисними окулярами, респіраторами); після роботи з фторвмісними реагентами слід приймати теплий душ і митися з милом, рот перед їжею і після роботи треба ретельно полоскати. У приміщенні фтораторної не дозволяється приймання їжі і куріння. Не можна допускати до роботи осіб з опіками, потрісканою або роздратованою шкірою.

Знефторювання води проводять при вмісті в ній фтору більше 1,5 мг/л. Видалення фтору з води здійснюють на очисних спорудах, до складу яких входять вертикальні змішувачі, освітлювачі з шаром завислого фільтру і швидкі фільтри різної конструкції. Складність експлуатації комплексу споруд полягає в різноманітності вживаних реагентів і відповідно реагентного господарства (апаратура і устаткування для приготування і дозування вапняного молока, сульфату алюмінію, сульфату магнію або хлористого магнію і хлору). Хлор можна вводити двічі: перед надходженням вапняного молока для руйнування захисних колоїдів і знебарвлення води і потім в резервуар чистої води для її знезараження.

При використанні для господарсько-питного водопостачання підземних вод, що не потребують освітлення і знебарвлення, знефторювання доцільно проводити на сорбційних фільтрах, в основі яких лежать процеси іонного обміну. Як іонообмінні речовини застосовують сильнокислотні катіоніти, сильноосновні аніоніти, магнезійні сорбенти, фосфат кальцію, спеціально оброблене активоване вугілля, активований окисел алюмінію, гідроксил апатит та ін. Перед завантаженням сорбенту у фільтри необхідно визначати його робочу обмінну ємність щодо фтору. Сорбційні фільтри можуть бути напірними і відкритими.

Споруди з видаленню з води заліза, марганцю і кремнію.

При експлуатації споруд, вживаних для знезалізнення води, треба стежити: за повнотою процесу видалення з води CO_2 і насичення її киснем (при аерації води); за висотою шарів насадки, числом їх і розмірами шматків насадки у контактних і вентиляторах градирнях; за часом перебування води в збірних і контактних резервуарах (оптимальний – 30-60 хв.); за оптимальним значенням рН, при якому найінтенсивніше протікають процеси гідролізу, окислення і утворення пластівців залізовмісних речовин; за станом отворів у дренажних системах фільтрів. Щоб поліпшити відмивання верхнього шару піску у фільтрах від затриманих залізистих забруднень, слід передбачити пристрій для поверхневої промивки або продування фільтруючого шару повітрям.

Один раз на рік слід відбирати проби фільтруючого матеріалу для визначення забрудненості. Не рідше двох разів на рік бажано перевіряти спад завантаження фільтрів шляхом вимірювання відстані до кромки жолобів. При значних втратах ці матеріали довантажують, заздалегідь видаливши на 3-5 см забруднений шар.

Марганець за своїми властивостями наближається до заліза, тому для видалення його застосовують ті ж способи і споруди, що і для видалення заліза.

Видалення кремнію з води досягається переведенням розчинених сполук кремнекислоти в колоїдні з подальшою їх коагуляцією і осадженням суспензій. Цей процес здійснюють реагентним і аніонітовим способами. Як реагенти використовуються вапно, солі заліза (FeSO_4 , FeCl_3 та ін.), соли алюмінію [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, NaAlO_2 , $\text{Mg}(\text{AlO}_2)_2$], гідроокис магнію, обпалений доломіт, каустичний магнезит, гранульований окисел магнію, магнезійний сорбент та ін. Процес утворення колоїдів гідроокси кремнію і їх коагуляція значно прискорюються при підвищенні рН до 8,5-10 і температури води до 90-95°C.

Для видалення кремнію з води аніонами застосовують сильно- і середньоосновні аніоніти в ОН-формі; застосування слабоосновних аніонітів можливо при попередньому перетворенні слабкої кремнієвої кислоти в сильну кремнефтористу кислоту.

3. Виробничий контроль за роботою споруд і підвищення її ефективності Підготовка води на спорудах.

На водопідготовчих станціях будь-якого призначення необхідно передбачати установку приладів з метою контролю:

- витрати води, що поступає на станцію;
- витрати обробленої води і чистої, що подається в резервуари;
- витрати води, що надходить на кожну водоочисну споруду (відстійники, освітлювачі із завислим шаром, фільтри і КО, катіонітові й аніонітові фільтри та ін.);
- води, що поступає на промивку фільтрів;
- води, що подається в мережу водоспоживачів (насосною станцією II підйому);
- води, що подається на власні потреби станції (від трубопроводу насосної станції II підйому);
- рівня води у відстійниках, фільтрах, а також у резервуарах чистої води, промивних баках, реагентних баках;
- втрат тиску у фільтрах і окремих ділянках трубопроводів;
- тиску на всмоктуючих і напірних лініях;
- автоматичного дозування реагентів, що вводяться у воду;
- якості води, що поступає на станцію, обробленої після споруд, що подається споживачам.

Виробничий контроль може бути місцевим і централізованим. Він повинен забезпечувати нормальний хід технологічного процесу і своєчасно оповіщати про зміни якості вихідної і обробленої води. Контроль здійснюють протягом доби, він розділяється: на гідравлічний, такий, що передбачає спостереження за рівнем води в змішувачі, камері утворення пластівців, відстійниках, фільтрах, контактних освітлювачах і резервуарах, контроль за витратами води на станції I і II підйомів; хіміко-бактеріологічний і гідробіологічний, здійснювані лабораторією водопідготовчої станції (за проведення аналізів відповідає завідувач лабораторією станції); технологічний, здійснюваний черговим по станції під спостереженням головного інженера або начальника станції і що включає контроль за своєчасною заготівкою розчинів реагентів, їх концентрацією і подачею у споруди станції, а також за роботою всіх споруд, включаючи хлораторні й амонізаторні.

Зменшити витрати води на власні потреби можна повторним використанням при освітленні й знебарвленні води промивних вод після фільтрів (з подачею їх після відстоювання на змішувачі або на повторну промивку фільтрів). Питання повторного використання промивних вод повинне вирішуватися одночасно з утилізацією осаду, що утворюється у відстійних резервуарах, відстійниках і освітлювачах:

► промивкою фільтрів з використанням повітряного продування фільтруючого завантаження, що дозволяє знизити інтенсивність подачі промивної води і поліпшити умови відділення шламу від завантаження;

► використанням для розпушування іонітних фільтрів промивних вод;

► застосуванням для регенерації іонітних фільтрів I ступеня в багатоступінчатих установках розчинів, регенерацій, після використання їх у фільтрах II і III ступенів.

Зниження витрати води в межах станції може бути досягнуте:

★ постійним контролем за станом арматури (ліквідація протікань у сальниках);

★ систематичним спостереженням за бетонними стінками резервуарів, відстійників і фільтрів (негайним вжиттям заходів при найменшому порушенні цілісності стінок);

★ контролем за напірними лініями в межах станції і ліквідацією можливих витоків в найкоротші терміни;

★ виключенням переливів води у спорудах (у відкритих змішувачах або ін.).

Основними чинниками, що впливають на час приготування розчинів коагулянту, є висока температура розчинника, конструктивна досконалість системи перемішування розчинів і стан речовини, що розчиняється (дрібнороздроблений порошок або рідкий продукт). Витрати реагентів на станціях можна понизити шляхом точного дозування їх у повній відповідності з якістю поступаючої на очищення води або використанням переривистої коагуляції при освітленні і знебварвленні води.

Пристрої для змішування. Система подачі води і реагентів в змішувач повинна забезпечувати рівномірний розподіл і змішення води з реагентами за всією глибиною і площею змішувача за розрахунковий час. Не менш важливим при змішуванні їх є правильний вибір точок введення реагентів і дотримання необхідного розриву між введенням окремих реагентів у різні сезони року.

Камери утворення пластівців. Важливою умовою нормальної роботи камер є правильний вибір швидкостей руху води. При малих швидкостях може відбутися осідання пластівців, що утворюються, при великих - їх руйнування. Ефект утворення пластівців і підвищення їх міцності можна досягти при введенні в камеру утворення пластівців флокулянтів.

Відстійники і освітлювачі з шаром завислого фільтру. Збільшення швидкостей руху води в спорудах, а, отже, підвищення продуктивності останніх може бути досягнуте шляхом прискорення осадження пластівців у результаті укрупнення і обважнювання їх при введенні у відстійник флокулянтів (ПАА або АК). Утворення у відстійниках щільного осаду сприяє збільшенню тривалості роботи споруд без продування. Ефективність роботи відстійників і освітлювачів з шаром завислого фільтра може бути підвищена шляхом введення в оброблювану воду (у змішувач або перед змішувачем) разом з коагулянтом шламу, взятого з відстійників або освітлювачів. Дози шламу залежать від місцевих умов і можуть коливатися в широких межах (100-500 мг/дм³). Даний спосіб обробки води може бути рекомендований для малокаламутних кольорових вод.

Швидкі фільтри й контактні освітлювачі. Інтенсифікація роботи фільтрів і КО може йти лінією збільшення брудомісткості фільтруючого завантаження і швидкості фільтрування. Підвищення цих параметрів можливе при використанні багатошарових фільтрів, нових матеріалів (що мають високу адсорбційну здатність) в якості фільтруючого завантаження, флокулянтів для підготовки води, грубозернистих завантажень, електричного поля при фільтрації води.

Для влаштування багатошарових фільтрів застосовують матеріали, що мають різну щільність. Шари фільтруючого завантаження розташовують так, щоб верхні шари складалися з крупніших зерен меншої щільності, ніж нижні. Для верхніх фільтруючих шарів застосовують роздроблений антрацит і керамзит, «горілі породи», гранули полістиролу, поліетилену та інші природні і штучні матеріали неорганічного і органічного походження, а для нижніх шарів - кварцовий пісок, магнетит, магнітний залізняк та ін.

При використанні багатошарових фільтрів забруднення більш рівномірно розташовуються за висотою завантаження, що призводить до збільшення брудомісткості й тривалості фільтроциклів.



Контрольні запитання:

1. Назвіть мету проведення гідравлічних випробувань споруд з освітлення води.
2. Назвіть мету проведення пусконаладжувальних робіт споруд з освітлення води.
3. Назвіть основні положення організації експлуатації очисних споруд системи водопостачання.
4. Перерахуйте основні положення щодо обслуговування реагентних цехів очисних станцій водопостачання.
5. Назвіть основні проблеми при протіканні процесів змішення та експлуатації змішувачів.
6. Назвіть основні проблеми при протіканні процесів утворення пластівців та експлуатації камер утворення пластівців.
7. Назвіть основні проблеми при експлуатації споруд для відстоювання води.
8. Назвіть основні проблеми при експлуатації споруд для фільтрування води.
9. Назвіть основні проблеми при експлуатації споруд для знезаражування води хлором та озонуванням.
10. Назвіть особливості експлуатації споруд для стабілізаційної обробки, фторування та дефторування води.
11. Назвіть особливості експлуатації споруд для видалення з води заліза, марганцю та кремнію.
12. Як здійснюється виробничий контроль за роботою очисних споруд і підвищення її ефективності?
13. Назвіть основні умови нормальної роботи споруд з очищення природної води.



Література до вивчення теми:

1. Эксплуатация систем водоснабжения, канализации и газоснабжения: Справочник / Под ред. В.Д.Дмитриева. – Л.: Стройиздат, 1988. – 383 с.
2. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища школа, 2005. – 671 с.
3. Кульский Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. – К.: Вища школа, 1986. – 352 с.
4. СНиП 2.04.02-84. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения. - М.: Стройиздат, 1986.

ТЕМА 3. Методи забезпечення ефективної роботи очисних споруд систем водовідведення

- 1. Прийом в експлуатацію очисних споруд.**
- 2. Організація хіміко-технологічного контролю за роботою очисної станції.**
- 3. Умови роботи очисних споруд міської каналізації.**

1. Прийом в експлуатацію очисних споруд.

Підготовку очисних споруд до пуску і технічну наладку здійснює персонал очисної станції під безпосереднім керівництвом фахівців налагоджувальної організації.

Підготовка очисних споруд до **приймання в експлуатацію** включає:

- обстеження побудованих споруд і оцінку їх придатності до пуску;
- перевірку геометричних розмірів споруд;
- гідравлічні випробування;
- випробування агрегатів і окремих технологічних ліній.

Після виконання цих робіт споруди приймає робоча комісія, яка призначається наказом керівника виробничого управління водопроводів і каналізації. Державну комісію призначає вищестояща організація. Акт приймання споруд державною комісією є підставою для приймання замовником споруд на баланс.

Технологічна наладка передбачає наступні роботи:

- маркіровку устаткування і комунікацій;
- складання і оформлення технологічних регламентів;
- наладку споруд для попередньої обробки стічних вод і видалення грубо-дисперсних завислих речовин;
- виращування необхідної дози біомаси в спорудах біохімічного очищення;
- пуск вторинних відстійників;
- пуск споруд з анаеробною біомасою і метантенків;
- пуск і наладку споруд зі знезараження очищеної стічної рідини.

До складу підрозділів лабораторно-виробничого контролю входять: лабораторія аналізу рідкої фази; лабораторія аналізу осадів стічної рідини; лабораторія санітарно-гігієнічної оцінки.

При наладці системи лабораторного виробничого контролю необхідно оглянути приміщення лабораторій, перевірити комплектність лабораторного устаткування і реактивів, проінструктувати персонал.

Експлуатація очисної станції передбачає отримання на виході води необхідної якості при забезпеченні безперебійної роботи станцій з максимальною продуктивністю.

2. Організація хіміко-технологічного контролю за роботою очисної станції

Керуючись уніфікованими методами аналізу стічних вод, можливо скласти зразковий обов'язковий (для складання водно-масових балансів) перелік показників складу вихідних, частково або повністю очищених стічних вод.

Точна оцінка кількості забруднень дозволяє скласти водно-масовий баланс очисної станції і аргументовано маневрувати виробничими потужностями. Баланс забруднень може бути складений за умови вираження концентрації забруднень через ХПК збовтаних, відстояних і фільтрованих проб. Доцільно вести оперативний контроль за ХПК, визначаючи БПК за співвідношенням цих величин у стічних водах.

Контроль за процесом очищення стічних вод здійснюють на всіх стадіях очищення для його регулювання, кількісного і якісного обліку роботи окремих споруд.

Повний санітарний аналіз стічної води, що поступає на станцію очищення, виконують один раз в декаду за наступними показниками:

- температура, колір, запах, рН;
- ступінь прозорості;
- об'єм і вага осідаючих речовин;
- завислі речовини і втрата при прожаренні;
- щільний залишок і втрата при прожаренні;
- азот загальний, амонійний, нітрити, нітрати;
- окислюваність перманганатна, біхроматна (ХПК);
- біохімічна потреба в кисні (БПК₅, БПК_{повн});
- відносна стабільність;
- розчинений кисень;
- хлориди, вільний хлор;
- фосфати;
- фториди;
- специфічні інгредієнти, що характеризують присутність промислових стічних вод: залізо, мідь, хром, кобальт, нікель, свинець, цинк, кадмій, ртуть, сульфати, феноли, ціаніди, сульфіді, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), ефіророзчинні речовини;
- бактеріологічний аналіз: загальне число бактерій, що ростуть на м'ясопептонному агарі (МПА); число бактерій, що ростуть на середовищі ЕНДО;
- радіологічний і гельмінтологічний аналіз.

Аналіз води водоймищ, окрім вказаних показників, за винятком визначення специфічних інгредієнтів, що характеризують присутність промислових стічних вод, доповнюють визначенням лужності й жорсткості. При скороченому аналізі стічних і очищених вод указують ступінь прозорості; активну реакцію (рН); завислі речовини і втрати при прожаренні, розчинений кисень (в очищеній воді) і БПК₅, ХПК.

Грати і дробарки. Аналіз забруднень після ґрат (дробарок) виконують один раз на місяць, враховуючи при цьому вологість, гігроскопічну вологість; зольність і, крім того, сортують забруднення ще й за складом. За наявності дробарок забруднення аналізують так само за крупністю фракцій після дроблення.

Пісковловлювачі. Осад з пісковловлювачів піддають аналізу один раз на місяць за наступними показниками: вологість, гігроскопічна вологість, зольність, об'ємна вага; вміст піску в осаді; розсівання піску за фракціями, сортування осаду за складом.

Преаератори, біокоагулятори, первинні відстійники, мулозгущувачі.

При роботі преаераторів і біокоагуляторів один-два рази за декаду контролюють дозу активного мула і завислі речовини, а також БПК у відстояній воді.

Стічну воду до і після **відстійників** досліджують один раз за декаду за повним санітарним аналізом і в середньодобових пробах за скороченим аналізом. Додатково слід робити аналізи на ступінь затримання осаду за об'ємом за 2 год. і за вагою. Осад з відстійників визначають за вологістю осаду, гігроскопічною вологістю, зольністю, механічним аналізом частинок за крупністю (на ситах) і вмістом піску в осаді. Систематично, не менше трьох разів на тиждень, контролюють концентрацію мулу в суміші, мулу, що подається на ущільнення; один раз в декаду визначають вологість ущільненого мулу і винесення завислих речовин у зливній воді.

Метантенки. При завантаженні й вивантаженні метантенків проби осаду відбирають на вологість і зольність. Рідину мула аналізують систематично, не рідше двох разів у декаду.

Щодобові порції осаду після встановлення вологості збирають і один раз в квартал визначають органічні компоненти. Якісний аналіз газу виконують один раз на місяць.

При порушенні процесу в окремих метантенках контрольні аналізи проводять частіше.

При аналізі рідини мулу визначають леткі жирні кислоти (загальна кількість), лужність і азот амонійних солей.

Аналіз осаду і мулу, що поступає в метантенки і вивантажується після бродіння, проводять за повною або скороченою схемою, залежно від цілей контролю.

Повний аналіз осаду передбачає визначення таких показників:

- ❖ вологості осаду;
- ❖ гігроскопічної вологості;
- ❖ зольності;
- ❖ речовин, що екстрагуються ефіром і спиртбензолом;
- ❖ вуглеводів;
- ❖ загального азоту;
- ❖ білкового азоту;
- ❖ фосфору;
- ❖ СПАР;
- ❖ заліза, хрому, міді й радіологічного аналізу.

Скорочений аналіз включає визначення вологості, гігроскопічної вологості й зольності.

При **повному аналізі газу бродіння** визначають: метан, вуглекислоту, водень, кисень, азот, сірководень; при **скороченому** – метан і вуглекислоту.

Аеротенки, вторинні відстійники. Один раз в декаду слід проводити аналіз стічної води до і після споруд. Щодоби за допомогою автоматичного пробовідбірника відбирають проби очищеної води і аналізують на вміст завислих речовин позмінно; один-два рази на добу здійснюють контроль вмісту роз-

чиненого кисню в одноразовій пробі очищеної води; один раз на добу визначають дозу активного мулу в аеротенках, каналах, регенераторах.

Періодично, двічі в декаду, контролюють якість активного мулу і з'ясовують дозу мулу в об'ємних відсотках (відстій за 30 хв.), дозу мулу, г/л, індекс, мула, і криву швидкості осідання, прості організми активного мулу і потребу в кисні активного мулу.

Один раз на місяць визначають гігроскопічну вологість, зольність, загальний азот і фосфор.

Крім того, один раз на місяць проводять радіологічний і гельмінтологічний аналізи.

Ущільнювачі збродженого осаду, вакуум-фільтри й барабанні сушарки.

В ущільнювачах збродженого осаду слід систематично двічі на день контролювати рівень осаду, при цьому на глибині 1,5-2 м концентрація сухої речовини в надмуловій рідині має бути не більше 2-3 г/л.

Завислі речовини визначають щодоби у зливній воді; один раз в декаду аналізують якість поступаючого і ущільненого осаду; двічі в декаду – в промивній воді.

Досліджуючи зливну і промивну воду, визначають завислі речовини, сухий залишок і БПК₅. Аналізуючи осад, знаходять вологість, зольність, лужність, вміст піску і питомий опір фільтрації.

Частота контролю ефективності роботи вакуум-фільтрів і барабанних сушарок визначається ступенем налагодженої роботи споруд не менше двох разів в декаду. Проби всіх видів осадів відбирають протягом доби кожен годину.

Разом з контролем ефективності роботи вакуум-фільтрів і барабанних сушарок визначають якість вживаних для обробки осадів коагулянтів, тобто вміст активної частини в хлорному залізі і гашеного вапна в кожній новій порції коагулянтів не рідше одного разу на тиждень. Ступінь коагуляції осаду перевіряють не рідше одного разу на тиждень, обов'язково при використанні нової партії коагулянтів і при пуску споруд в роботу після зупинки. Не рідше двох разів на тиждень проводять аналіз фільтрату (проби цілодобові) з визначенням в ньому рН, завислих речовин, БПК₅ і щільного осаду.

В осадах, що поступають на фільтри, в кеку, сухому осаді визначають вологість, гігроскопічну вологість, зольність, ступінь коагуляції осідання, питомий опір фільтрації, вміст азоту, фосфору, заліза, міді, хрому, свинцю. Крім того, визначають яйця гельмінтів і їх життєздатність (у кеку після вакуум-фільтрації).

Споруди доочистки біологічно очищених стічних вод. Після доочистки стічних вод два-три рази на місяць визначають вміст завислих речовин в поступаючій на доочистку й вихідній воді.

Один раз в місяць відбирають і аналізують промивну воду й затримані забруднення за складом. Один раз в декаду проводять повний санітарний аналіз вихідної води і тієї, що виходить з фільтрів. Щодоби безперервно відбирають воду після фільтрів і визначають ступінь прозорості.

Періодично аналізують промивну воду. Кожен місяць контролюють завантаження фільтра. Визначають залишкові забруднення за шарами завантаження

на кожному фільтрі. При завантаженні фільтра новою партією матеріал завантаження розсіюють на ситах і визначають процентний вміст фракцій різної крупності.

Слід також щодня визначати вміст розчиненого кисню на початку й в кінці швидкотоку аератора для з'ясування ефекту насичення очищених стічних вод киснем.

При контролі періодично, але не менше одного разу на місяць визначають хлоропоглинання очищених стічних вод, а кількість залишкового хлору – не рідше 4-5 разів на добу.

Для обліку впливу на водоймище очищених стічних вод, що спускаються очисними станціями, аналізують річкову воду вище і нижче спуску після повного змішування річкових і очищених вод.

Періодичність взяття проб залежить від поставленого завдання, але не повинна бути рідше одного разу на місяць. Залежно від місцевих умов річкову воду піддають повному або скороченому аналізу.

Істотне значення має правильна організація відбору проб. Автоматичні пробовідбірники спрощують цю операцію. При ручному відборі слід враховувати такі моменти: об'єм разових проб повинен бути пропорційний витраті стічних вод, що повинно бути відбито в інструкції або на кривій співвідношення наповнення лотка (труби) в місці відбору й об'єму разової проби. Частота відбору повинна відповідати характеру змін притоку води на очисну станцію. Окремі залпові надходження забруднень не повинні «проскакувати» між двома пробовідборами.

3. Умови роботи очисних споруд міської каналізації

Ефективність очищення стічних вод міської каналізації визначається умовами спуску забруднених вод у водоймища. Міське каналізаційне господарство виступає як основна організація, що приймає на відведення і очищення стічні води підприємств промисловості і несе повноту відповідальності за скидання очищеної води у водоймища. Такий принцип встановлюють «Правила прийому виробничих стічних вод в системи каналізації населених пунктів». Викладені в «Правилах» положення відносяться головним чином до повної роздільної системи каналізування об'єкта, оскільки в них не встановлені принципи розрахунку допустимих скидів забруднень в дощових водах, не встановлений ступінь забрудненості шкідливими компонентами частини, перехоплюваної міською каналізаційною мережею дощових вод і тієї частини, яка прямує у водоймище, відсутні дані про розрахунок ступеня очищення дощових вод в спорудах з накопичення і очищення стоків.

При повній роздільній системі каналізування поверхневий стік з території промислових майданчиків не допускається скидати в міські мережі. Цей потік повинен відводитися у водоймище самостійною мережею і очищатися до встановлених нормативів. У разі значної забрудненості, що серйозно впливає на умови скидання стічних вод всіх видів у дане водоймище, до поверхневого стоку пред'являють такі ж вимоги, як і до виробничих стічних вод.

Допустиму концентрацію шкідливих домішок встановлюють в наступній послідовності. За умовами скидання стічних вод у водоймища визначають кратність розбавлення очищених стоків у водному об'єкті n . Потім визначають допустиму концентрацію шкідливого компонента в очищеній воді:

$$C_{\text{оч}} = n \cdot (C_{\text{ГДК}} - C_{\text{р}}) + C_{\text{ГДК}}, \quad (2.1)$$

де $C_{\text{ГДК}}$ і $C_{\text{р}}$ - гранично допустима і фактична концентрація шкідливого компонента в річковій воді.

Якщо шкідливі компоненти мають однакову ознаку шкідливості, то набуває чинності правило

$$\frac{C_1}{C_{\text{ГДК}_1}} + \frac{C_2}{C_{\text{ГДК}_2}} + \dots + \frac{C_n}{C_{\text{ГДК}_n}} \leq 1. \quad (2.2)$$

Можна встановити значення допустимих концентрацій шкідливих речовин $C_1, C_2, \dots, C_n$ виходячи з можливостей підприємства зі зниження кількості забруднень, що скидаються, або пропорційно їх числу m зменшувати ГДК:

$$C_i = \frac{1}{m} \cdot C_i^{\text{ГДК}}. \quad (2.3)$$

Логічніше розподіляти між підприємствами гранично допустимі скидання кількості забруднень, враховуючи потужності підприємств, рівень досконалості технологічного процесу і водного господарства і керуючись необхідністю виконання приведеної вище умови.

Потім встановлюють допустиму концентрацію тих же компонентів у поступаючих на очисну станцію стічних водах з урахуванням ефекту очищення їх спільно з побутовими стічними водами:

$$C_n = \frac{C_{\text{оч}}}{1 - E}, \quad (2.4)$$

де E – ефект очищення в частках одиниці.

Отримане значення C_n відноситься до збовтаної проби стічних вод, що містить дану речовину в розчиненій і нерозчиненій формах.

Величина C_n не повинна перевищувати допустимі значення тих же речовин для біологічного очищення стічних вод.

З урахуванням розбавлення промислових стічних вод міськими стоками обчислюють допустиму концентрацію C виробничих стічних вод:

$$C = \frac{Q}{q} \cdot (C_n - C_{\text{побут}}) + C_{\text{побут}} \quad (2.5)$$

де Q і q – добові витрати міських і виробничих стічних вод, $\text{м}^3/\text{доб.}$;

$C_{\text{побут}}$ – вміст тих же забруднень у побутових стічних водах, мг/л .

Кількість забруднень у побутових стоках визначають експериментально або за таблицею можливих концентрацій, а за відсутності якої-небудь речовини його концентрація $C_{\text{побут}}$ прирівнюють до нуля.

У тих випадках, коли осад стічних вод використовується як добриво, значення C знижують на величину K відповідно до розрахункової концентрації даної речовини в осаді.

Таким чином, допустиме скидання забруднень від підприємства визначається як добуток середньогодинної витрати q на концентрацію C :

$$G_{\text{доп}} = q \cdot C, \text{ г/год.} \quad (2.6)$$

У межах $G_{\text{доп}}$ можна змінювати q і C при введенні оборотного водопостачання на підприємстві або удосконаленні технологічного процесу.

Загальні вимоги до складу суміші стічних вод, що поступає на очищення, впливають з умов скидання виробничих стоків, кількість яких може максимально досягати 50-60% від загальної витрати. У цьому випадку температура суміші не перевищить в літній час 30°C (температура 40°C допускається для виробничих вод), рН не вийде за межі 6,5-8,5 (для промстоків 6,5-9), ХПК не перевищить БПК більш, ніж в 1,4 раза (для промстоків не більше ніж в 1,5 рази). Звичайним для експлуатації споруд біологічного очищення є співвідношення БПК: азот: фосфор як 100 : 5 : 1, причому БПК обчислюється в освітленій пробі.

За співвідношенням біогенних елементів у побутових стоках розбавлення в 2 рази виробничими водами, навіть позбавленими азоту і фосфору, дозволяє успішно вести процес біологічного очищення.

Забезпечення нормальних умов експлуатації очисних станцій в першу чергу залежить від дотримання технологічного режиму на промислових підприємствах. У зв'язку з цим на передній план висувається чіткий облік витрати, скидання, утилізації і ліквідації матеріалів і реагентів на виробництві, що відображається в паспорті водного господарства.

Механічне очищення стічних вод.

Ефективність роботи *грат* оцінюється за частотою відмов, що відбулися внаслідок закупорок робочих зазорів і трубопроводів забрудненнями. Особливо відчутний вплив забруднень при зневодненні осаду на центрифугах, сепараторах, очищенні стічних вод в тонкошарових відстійниках.

Основний робочий параметр – швидкість руху води в прозорах грат в межах 0,8-1,0 м/с – обумовлений різними причинами. Верхня межа зумовлена продавлюванням і проскакуванням забруднень через грати і має технологічний характер. Порушення його безпосередньо збільшує число відмов. Нижня межа швидкості пов'язана з можливим накопиченням піску і важких мінеральних домішок у каналі перед гратами, який працює в умовах зниженої швидкості в порівнянні з самоочищувальною швидкістю руху стічних вод. З технологічної точки зору невеликі швидкості підведення забруднень до грат сприяють їх затриманню.

Грати-дробарки перевіряють і оглядають в години мінімальної притоку води при вимкненому приводі. Всі види профілактичних робіт на гратах-дробарках проводять при забезпеченні техніки безпеки.

Пісковловлювачі. На повноту вилучення піску, крім природних властивостей частинок і агрегатів, істотний вплив робить структура потоків рідини в пісковловлювачах. Недосконалість гідравлічного режиму виявляється в різкій нерівномірності розподілу швидкості руху води в живому перерізі пісковловлювача, наявності транзитних потоків і утворенні малорухливих зон. Оцінку гідравлічної досконалості споруди проводять методом трасування з подальшим

вираженням результатів у вигляді коефіцієнта об'ємного використання або іншого показника, що утворюється на основі математичної обробки кривої відгуку.

Середньодобові, середньозмінні й разові проби не гарантують отримання достовірного результату. Достатньо надійні результати можуть дати постійні аналізи осаду первинних відстійників на вміст піску. Аналізи доцільно проводити шляхом відмивання піску в посудинах з перемішуванням і повільною промивкою осаду чистою водою. Затримана проба піску зважується після сушки і одночасно проводиться визначення гідравлічної крупності основної (за вагою) маси. Мікроскопуванням визначають середній діаметр (у разі окатаної форми) частинок піску.

Просте визначення ефекту затримання піску за вмістом його до і після пісковловлювача без визначення гідравлічної крупності частинок, розподілення його у вільному і зв'язаному вигляді не розкриває причин незадовільної роботи споруд.

Горизонтальні пісковловлювачі з прямолінійним і круговим рухом води. Для пісковловлювачів з прямолінійним рухом води необхідно забезпечити швидкий і рівномірний розподіл потоку за живим перерізом. За несприятливих умов (різкий перехід від лотка до пісковловлювача), коли співвідношення площ перетину вхідних отворів і живого перерізу пісковловлювача складають 3 і більш, вдаються до влаштування додаткових пристроїв у вигляді поворотних вільно опущених стрижнів, щита-відбивача на вході в пісковловлювач та інших прийомів, що не приводять до засмічення пристроїв забрудненнями. Рух рідини на основній ділянці повинен бути рівномірним, слід уникати відтиснення потоку до однієї із стін пісковловлювача і утворення коловоротних зон. Для регулювання швидкості руху води в пісковловлювачах рекомендується влаштовувати водозливи з широким порогом. Інтенсифікація роботи таких пісковловлювачів досягається шляхом організації відмивання піску в підвідних лотках, аерацією стічних вод при одночасному підвищенні рівня води (при необхідності) або інтенсивним перемішуванням.

У пісковловлювачах з круговим рухом води гасіння енергії потоку відбувається при різких поворотах потоку. Складнішою проблемою залишається протікання частини рідини через пісковий пряминок і випадання в ньому органічних домішок.

Гідромеханічне видалення піску з горизонтальних пісковловлювачів вимагає перевірки рівномірності виходу рідини з отворів розподільної системи і достатньої для псевдозрідження шару піску швидкості висхідного потоку води (0,0065 м/с). Наладку цієї системи доцільно проводити на чистій воді і відмитій порції піску з піскових майданчиків (або привезеного піску). Можливість винесення піску при гідромеханічному видаленні перевіряють безперервним відбором проб на виході з пісковловлювача. Слід звернути увагу персоналу на те, що доцільніше видаляти пісок при низьких швидкостях руху води і малому наповненні лотків.

Аеровані пісковловлювачі. В аерованих пісковловлювачах повинна бути досягнута відповідність часу відмивання піску і часу осадження піщинок при

необхідному гідравлічному режимі. Час відмивання встановлюють в аерованих циліндрах.

Перевіряють відповідність проектних параметрів і дійсно потрібних. Гідравлічний режим перевіряють за швидкістю руху води на низхідній до піскового прямокутного ділянки похилого днища. Швидкість руху води у дна поблизу прямокутного ділянки не повинна перевищувати 0,2 м/с; епюра розподілу швидкості за висотою в цьому створі повинна наближатися до трикутної, без різких відхилень і збурень. Винесення піску може бути обумовлене нерівномірністю аерації за довжиною пісковловлювача і посиленням подовжнього турбулентного перенесення мас води. Нерівномірність аерації ліквідується регулюванням витрати повітря по стояках (шляхом установки діафрагм з гуми усередині фланцевих з'єднань), а подовжнє перенесення різко знижується шляхом влаштування напівзанурених поперечних перегородок (секціонування з метою наближення до витіснювального режиму).

Інтенсифікація роботи аерованих пісковловлювачів повинна проводитися за лімітованим чинником – щодо відмивання піска або створення оптимальних умов осадження піщинок. При несумісності цих умов переходять до зонного розподілу повітря – більшої інтенсивності дуття на перших ділянках секціонованого пісковловлювача і меншій або такій, що знижується інтенсивності аерації до мінімально допустимої швидкості руху води біля дна (0,15 м/с) на решті ділянок пісковловлювача. Завдяки відмиванню піску зольність його в аерованих пісковловлювачах вище, ніж в неаерованих (90 в порівнянні з 60%).

Крім того, в аерованих пісковловлювачах можливе затримання піску крупністю 0,15 мм (гідравлічна крупність 13,2 мм/с). Природно, що видалення піску даної фракції вимагає дотримання оптимальних умов відмивання і осадження найбільш дрібних частинок.

Тангенціальні пісковловлювачі. Їх робота повністю залежить від досконалості гідравлічного режиму. Різкі коливання витрати стічних вод шкідливо впливають на швидкість обертального руху води і тривалість відстоювання рідини. Завдання експлуатаційної служби полягає у створенні оптимальних параметрів – градієнта швидкості, відцентрових сил і тривалості осадження, взаємозв'язок між якими не розкритий у математичній формі. Моделювання явищ, що відбуваються в тангенціальних пісковловлювачах, поки що не розроблене на достовірній основі. Неясність взаємозв'язку згаданих чинників вимагає попередньої налагодки пісковловлювачів на освітленій воді, що не містить зв'язаного піску, шляхом введення відмитих і відсортованих проб піскових композицій, які наближаються за складом до характерних для міських каналізацій.

Первинні відстійники. Відповідність параметрів освітлення стічних вод у первинних відстійниках проектному технологічному режиму залежить від властивостей завислих речовин, зокрема промислового походження, структури потоків рідини у відстійних спорудах, режиму вивантаження осаду і ряду інших, менш значних причин. В умовах виробництва ефект освітлення може не співпадати з проектним значенням, у зв'язку з чим важливо визначити й усунути причину несприятливих дій.

Властивості завислих речовин встановлюють шляхом визначення кінетики їх осадження у спокої в циліндрах (судинах) діаметром не менше 120 мм і висотою стовпа рідини не менше 500 мм. Здатність завислих речовин до агломерації визначається співвідношенням часу відстоювання (t_1 , t_2) для досягнення однакового ефекту освітлення у пробах, відібраних з пробовідбірників, установлених на різних глибинах (h_1 , h_2). Показник ступеня агломерації частинок визначають з виразу

$$n = \frac{\lg t_1/t_2}{\lg h_1/h_2}. \quad (2.7)$$

Залежно від характеру стічних вод величина n коливається для міських стоків від 0,1 до 0,4; фактичне значення цього параметра впливатиме на роботу відстійника.

Ще більше впливає неспівпадіння величини t_p – часу освітлення стічних вод у спокої для досягнення заданого ефекту освітлення – з фактично потрібним, визначуваним за кривими осадження суспензії у стічних водах з розрахунковою концентрацією суспензії. Співвідношення дійсного (фактичного) часу перебування рідини в споруді до теоретичного (розрахункового) характеризує гідравлічні умови роботи відстійника і є коефіцієнтом його об'ємного використання (проточної частини):

$$K_{\text{set}} = \frac{t_{\text{факт}}}{t_{\text{розрах}}}. \quad (2.8)$$

Величина K_{set} може визначатися безпосереднім методом, шляхом виміру швидкостей руху води у відстійнику за допомогою термоанометра (приладу для визначення малих швидкостей руху води), або розраховуватися на основі фактичної тривалості перебування води $t_{\text{факт}}$ у відстійнику, визначеної методом трасування (при використанні речовини, що не має значної молекулярної дифузії, як, наприклад, флуоресцин). Значення K_{set} для відстійників різних типів рівні 0,3-0,8.

Якщо $K_{\text{set}}^{\text{факт}}$ виявиться значно меншим від прийнятого в розрахунках, то слід встановити й ліквідувати причину несприятливих дій. Такими причинами можуть бути: нерівномірний розподіл води на вході у відстійник, нерівномірний збір води лотками, перекоси, нещільність, застійні зони. Пошук дефектів у конструкції відстійників ведуть при трасуванні. Транзитні струмені й перекоси лотків відстійників визначають фарбуванням потоку або його частини і подальшим візуальним спостереженням.

У процесі пуску споруд в експлуатацію встановлюють допустимі (з погляду врахування особливостей формування складу і витрати стічних вод) відхилення від проектного режиму й індивідуальні особливості роботи окремих споруд. У разі значних відхилень від проектних даних слід встановити джерело надходження специфічного стоку, що змінює властивості завислих речовин, провести усунення дефектів у конструкціях.

При неможливості усунення причин відхилень Perezatverdjujuty projectni pokazniki na osnovi detal'nogo vivčennja i matematичної оцінки даних пусконаладжувальних робіт.

Горизонтальні відстійники. Коефіцієнт K_{set} залежить від горизонтальності переливних лотків, рівномірності впускання і збору стічних вод. Істотно впливає на нього нерегульований розподіл рідини по вертикальній площині, зважаючи на жорстке закріплення напівзануреної дошки і переливних кромek лотків. Оцінку вертикального розподілу проводять трасуванням потоку розчином кухонної солі і одночасним виміром електропровідності води в декількох створax системою датчиків або переносною рамою із закріпленими на ній датчиками. За результатами вимірів рекомендують змінювати занурення дошки при надмірному відхиленні потоку від центру проточної частини. Можлива установка стрижнів з труб відразу за напівзануреною дошкою, причому слід передбачати можливість виїмки стрижнів з потоку води для очищення від налипаючих забруднень. При надмірно високому гідравлічному навантаженні на ребро водозливів влаштовують додаткові розподільні лотки за напівзануреною дошкою, потік з яких направляють у бік дошки. Зниження гідравлічного навантаження, у тому числі на збірних лотках, позитивно впливає на структуру потоків води у відстійниках.

Спосіб і режим вивантаження осаду може вплинути на ефективність освітлення. Надмірно довге зберігання осаду призводить до його загнивання, насичення газами і спливання на поверхню води. Характерною ознакою бродіння є інтенсивне спливання бульбашок газу, точніші показники визначають вимірюванням рН осаду, дзета-потенціалу, кількості летких жирних кислот.

Осад в приямок можна згрібати за допомогою скребків на візках. Регулювання скребка по індивідуальних поверхнях днища окремих секцій відстійників важче і вимагає ретельної підгонки в пусконаладжувальний період.

Радіальні відстійники. Вдосконалення системи розподілу води здійснюється шляхом опускання або підйому нижньої кромки напівзануреного кільцевого щита, але цей захід пов'язаний з великими труднощами, оскільки нарощування або зменшення висоти щита вимагає великих зусиль і витрат. Систему збору води можна вдосконалити з меншими витратами засобів і праці шляхом влаштування додаткових отворів у днищі й стінках лотків, установки додаткових радіальних відгалужень лотків і т.п.

Збір і видалення осаду в радіальних відстійниках не викликає особливих утруднень при достатньо якісному виготовленні й монтажі скребкових пристроїв. Пристрій для згрібання осаду включають за 1-1,5 год. до вивантаження осаду. Виключення з роботи проводять перед початком або після закінчення вивантаження.

Вертикальні відстійники. Розподільний пристрій звичайних вертикальних відстійників з центральною трубою і відбивним щитом недостатньо гідродинамічно досконалий. Струмінь рідини, що виходить із зазору між центральною трубою і відбивним щитом, створює перешкоду для осадження завислих речовин з відстійної зони.

Транзитний струмінь, що підіймається уздовж стінок відстійника до збірних лотків, виносить значну кількість завислих речовин, які не встигли осісти. Ліквідація негативного впливу цього чинника є основним завданням вдосконалення конструкції вертикальних відстійників. Вертикальні відстійники з розгалуженою розподільною системою – відстійники з нисхідним-висхідним потоком і центральною або периферичною системою подачі води позбавлені цього недоліку, дякуючи чому підвищуються ефект освітлення і коефіцієнт використання об'єму споруди. Слід відмітити, що надмірно високі значення коефіцієнта використання об'єму (більше 0,6), що наводяться в літературі, важко вважати достовірними, оскільки у згаданих конструкціях не досягаються сприятливіші умови, ніж в горизонтальних і радіальних відстійниках.

Погіршення роботи звичайних відстійників пов'язане з перекосом і поганим центруванням труби і відбивного щита, нерівномірним розподілом води в зазорі між трубою і щитом, нерівномірністю збору води. Всі ці недоліки виявляють при трасуванні відстійників шляхом відбору проб по периферії відстійника на різних рівнях. Недосконалість роботи збірних пристроїв легко виявляється при мінімальних витратах стічних вод.

Тонкошарові відстійники. Тонкошарові блоки й модулі частіше застосовують як засіб інтенсифікації роботи звичайних відстійників, встановлюючи їх перед збірними лотками. Тонкошарові модулі слід захищати від забивання плаваючими забрудненнями, передбачаючи можливість їх виїмки і очищення.

Позитивний результат буде одержаний тільки в разі ретельного розподілу потоків води до і після модулів. Відсутність систем розподілу води призводить до появи застійних зон і транзитних струменів, унаслідок чого різко знижується ефективність освітлення води. При установці модулів в існуючих відстійниках слід звернути увагу на правильне розташування водозбірних пристроїв: окремі елементи модулів не повинні дуже близько розташовуватися до збірних лотків; після модуля повинна залишатися камера досить великих розмірів для формування потоку, що виходить з відстійних елементів. Режим роботи модулів – протиточний, що дозволяє повертати осад в зону дії скребків. Іноді застосовують вертикальну установку модулів, тоді вони перетворюються на ламінізуючі елементи. У цьому разі система збору освітленої води робить вирішальний вплив на ефективність роботи відстійника.

Споруди біологічного очищення у природних умовах .

Поля фільтрації влаштовують на ґрунтах з хорошими фільтраційними властивостями. Порушення процесу біологічної регенерації ґрунтових структур призводить до їх кольматації і заболочування. Фільтрування стічних вод сприяє інтенсивному розвитку мікроорганізмів ґрунтового біоценозу, ослизанню і закупорці порового простору, погіршенню аерації, розвитку цвілевих грибів та інших кислотоутворюючих культур. Завислі речовини затримуються у поровому просторі і стають істотним чинником приросту біомаси. Завдання служби експлуатації полягає у створенні режиму підготовки і напуску стічних вод, що виключає кольматацію ґрунту.

Оранка полів сприяє їх аерації, інтенсивному окисленню накопичених забруднень. Оранку проводять 2-3 рази на рік, руйнуючи поверхневий шар зако-

льматованого ґрунту. Вирощувані культури повинні бути вологолюбними, з інтенсивним зростанням, широко розгалуженою кореневою системою. Із стічними водами у ґрунт потрапляє насіння бур'янів, що вимагають певних зусиль по боротьбі з ними. Але в цілому слід пам'ятати, що рослинництво служить поліпшенню морфологічних властивостей ґрунту, а не завданню підвищення врожайності.

Система збору дренажних вод (закритий дренаж, осушні канави) необхідна для виведення надмірної води з поверхневого шару ґрунту і захисту підземних водоносних горизонтів від забруднення азотом, фосфором, розчиненими органічними речовинами. У нормальному режимі роботи полів забрудненість дренажних вод складається залежно від кількості і якості підземних і стоків, що фільтруються з поверхні.

Під зимове наморожування відводять не більше 80% площі карт. Наморожування повинне супроводжуватися підлідною фільтрацією, у зв'язку з чим бажаний напуск стічних вод під шар льоду із запобіганням випуску води тонким шаром поверх льоду. Невеликі за розмірами карти вдається заповнювати відразу на велику висоту (30-40 см), утримуючи їх від повного промерзання підлідним напуском. При поверхневому відведенні води у весняний період нарізкою борозен і очищенням відвідних отворів різко знижують танення льоду і снігу, зменшують небезпеку прориву талих вод.

У практиці очищення міських стічних вод застосовують *біологічні ставки* окислювального типу, не допускаючи накопичення осаду на дні й створення там анаеробних умов. Система анаеробно-аеробних ставків раціональна в разі надходження висококонцентрованих стічних вод від переробних підприємств агропрому.

Окислювальні ставки забезпечують розчиненням киснем за рахунок атмосферної аерації ($3-4 \text{ г O}_2/\text{м}^2\cdot\text{сут}$) або штучної аерації за допомогою пневматичних і механічних аераторів.

Слід звернути увагу на визначення БПК і концентрації розчиненого кисню у ставковій воді. Унаслідок фотосинтезу в денний час може спостерігатися підвищений вміст кисню у воді, у зв'язку з чим дійсне значення цієї величини буде спотворено. Краще визначати розчинений кисень вранці. З цієї ж причини існує велика різниця між величинами БПК, обчисленими в склянках, що зберігаються на світлі і в темноті. Корисно визначати ХПК і БПК у фільтрованих і збовтаних пробах з тим, щоб оцінити споживання кисню розчиненими домішками і співтовариством мікроорганізмів, які залишилися в очищеній воді. Одночасно можна буде оцінити ефективність освітлення води у фільтруючих елементах, що іноді влаштовуються в системі відведення води для поліпшення її якості.

У зимовий час у ставках переважають процеси осадження дисперсних домішок і окислення розчиненої частини забруднень; фотосинтетична активність біоценозу виражена слабо. Спостереження за кисневим режимом роботи ставків мусить бути посилено.

Біологічне очищення в біофільтрах і аеротенках .

У *біологічних фільтрах* прикріплена до завантаження біомаса здійснює вилучення органічних забруднень за час проходження стічних вод, залежне від типу і висоти H завантаження, гідравлічного навантаження q .

Основне завдання експлуатації біофільтрів зводиться до культивування біологічної плівки, яка має стійку здатність до очищення стічних вод і безперервного відтворення нової і видалення старої біомаси. Несприятливі умови роботи біофільтрів призводять до замулювання завантаження, особливо об'ємного (кускового), зміни біоценозу і погіршення якості очищеної води. Режим відтворення біоплівки залежить від навантаження (по відношенню до забруднень стічних вод) на біомасу за органічними речовинами, режиму руху рідини в поровому просторі завантаження біофільтра, здатності біоплівки прикріплюватися і утримуватися на поверхні завантаження.

Краплинні біофільтри розраховані на відносно тривалий контакт стічних вод з біоплівкою (3-10 хв.). Рух рідини в завантаженні в період зрошування через спринклерну систему з баком дозування характеризується несталим режимом: у період між зрошуваннями поровий простір завантаження звільняється від води, в період зрошування відбувається спочатку накопичення води в поровому просторі, потім утримання рідини і, нарешті, витіснення надлишку води знов поступаючими порціями. Для визначення утримуючої здатності біофільтра (по воді) застосовують методи спорожнення і трасування. Метод спорожнення полягає у відсіченні зрошування завантаження (припинення подачі на неї рідини) і вимірюванні кількості стікаючої води після моменту відсічення. Цим методом визначається статична утримуюча здатність завантаження. Метод трасування, що реалізовується шляхом введення в поступаючу рідину нейтрального індикатора без припинення подачі стічних вод, дозволяє визначити динамічну здатність до утримування. Останній метод є прийнятнішим, оскільки дозволяє одержати криву розподілу тривалості перебування елементів потоку рідини в завантаженні, а також визначити середню тривалість перебування рідини в біофільтрі.

Оцінку роботи біофільтрів проводять за даними аналізів вихідної (БПК, ХПК, концентрація завислих речовин, азот амонійний, СПАР) і очищеної води (БПК, ХПК, концентрація завислих речовин, азот амонійний, нітриту, нітрату), а також осаду вторинних відстійників.

У перший період роботи корисним виявляється повернення осаду вторинних відстійників на біофільтри. Поступовий перехід від одного щадячого режиму до іншого повинен бути обґрунтований показниками повноти очищення стічних вод і мікробіологічними показниками складу зразків біоплівки, відібраної з різних за висотою завантаження шарів. Оцінюють також біоценоз біоплівки, що затримується у вторинному відстійнику. Перехід на проектний режим роботи здійснюється при досягненні повного очищення у проміжних щадячих режимах.

Високонавантажувані біофільтри. На відміну від краплинних фільтрів високонавантажувані працюють при вищій щільності зрошування завантаження - близько $10-30 \text{ м}^3/\text{м}^2 \cdot \text{доб}$. В умовах нормальної експлуатації ефективність очи-

щення залежить від складу забруднень, температури води, аерації завантаження, однорідності й крупності завантажувального матеріалу, рівномірності зрошування.

Рівномірність зрошування визначають шляхом установки невисоких мірних посудин (піддонів) по найбільш характерних ділянках зрошуваної поверхні. Швидкість наповнення посудин дає досить чітке уявлення про можливі дефекти зрошувальної системи. Рівномірність виходу рідини з тіла завантаження оцінюють таким же способом, але з великими труднощами, що виникають унаслідок обмеженості міждонного простору. Тривалість потоку води по окремих ділянках визначають імпульсним трасуванням всього потоку стічних вод або окремого плеча (перфорованої труби) зрошувача.

Замулювання завантаження фільтру характеризується появою калюж на поверхні і зниженням тривалості контакту води з біоплівкою. Різко порушується рівномірність розподілу стічних вод за завантаженням. Замулювання, що розвивається, можна виявити, періодично визначаючи характер накопичення біоплівки в шарі завантаження на глибині 0,3-0,7 м від поверхні. Для цієї мети відривають шурфи у тілі завантаження в різних місцях фільтра. Якщо поровий простір завантаження інтенсивно заповнюється біоплівкою, а вода при заповненні шурфа фільтрується повільно і в основному за рахунок розтікання по периферії шурфа, то ці ознаки можуть служити підставою для промивки фільтру. Додаткову інформацію можна одержати мікроскопуванням проб біоплівки, відібраної з місць її скупчення. Переважання анаеробної біомаси, гнильний запах, відносно низька або повна відсутність аеробних індикаторних простих організмів свідчать про загнивання біоплівки в поровому просторі.

Біофільтри з листовим і рулонним пластмасовим завантаженням. На відміну від зернистих фільтрів у цих конструкціях практично виключається замулювання завантаження. Унаслідок малої тривалості контакту забруднень з біоплівкою застосовують багаторазову рециркуляцію води і збільшують гідравлічне навантаження - до $20-70 \text{ м}^3/\text{м}^2 \cdot \text{доб}$.

Практикується заміна зернистого завантаження пластмасовим листовим або рулонним при реконструкції станції. Оскільки вторинні відстійники не в змозі пропустити підвищену витрату стічних вод (з урахуванням рециркуляції), то відбір води для рециркуляції проводять до вторинних відстійників, разом з надмірною біоплівкою. Такий спосіб рециркуляції покращує роботу фільтрів, оскільки замулювання завантаження виключене. Пуск у роботу, нарощування біоплівки, технологічний контроль біофільтрів з пластмасовим завантаженням проводять так само, як і для інших біофільтрів.

Основне завдання експлуатації **аеротенків** полягає в культивуванні співтовариства мікроорганізмів, що забезпечує вилучення і окислення органічних забруднень. Регульовані параметри процесу – навантаження на активний мул (кількість забруднень у міліграмах по БПК на 1 г беззольної речовини в добу), кисневий режим, вік мулу (відношення маси беззольної речовини активного мулу в системі до такої ж маси надмірного мулу, що виводиться з системи за добу). Температурний режим, сезонність відносяться до нерегульованих параметрів, негативний вплив яких ліквідується оперативними засобами (змінюю

співвідношення об'ємів аеротенка і регенератора, віку мулу, кисневого режиму).

Зміна навантаження викликає відповідну перебудову біоценозу активного мулу, контроль якості якого встановлюють за складом простих організмів, спостережуваних мікроскопуванням.

Кисневий режим встановлюють залежно від режимних параметрів і якості очищеної води. Повне біологічне очищення припускає розвиток в тій чи іншій мірі процесу нітрифікації, для нормального ходу якого необхідний деякий надлишок розчиненого кисню; концентрація останнього підтримується на рівні 3-4 мг/л на завершальному етапі очищення. Початок нітрифікації звичайно нагромаджується при досягненні ефекту очищення 70-80% за БПК (відповідно для низьких і високих концентрацій забруднень). Середня концентрація розчиненого кисню C призначається залежно від необхідності підтримки розрахункової швидкості очищення і допустимих енергетичних витрат.

Доза активного мулу міняється за сезонами року. У теплий літній час переважають процеси енергетичного обміну, приріст мулу знижується; у холодний зимовий період перевагу одержують процеси асиміляції, збільшується приріст мулу, зростає його доза в аеротенку, відповідно збільшується і його вік.

Підвищення дози мулу в зимовий період зміцнює надійність процесу очищення і стабілізує біоценоз, що склався, при можливих порушеннях умов експлуатації споруд. Надмірно висока доза активного мулу ускладнює роботу вторинних відстійників, збільшує винесення з очищеною водою продуктів метаболізму мікроорганізмів, знижує активність мулу.

Способи розподілу стічних вод. За структурою потоків рідини і способом розподілу стічних вод можлива робота аеротенків у режимі змішування і витіснення або в проміжному між вказаними режимі.

Режим змішування припускає інтенсивне перемішування стічних вод зі всією масою рідини в аеротенках і відсутність значного градієнта концентрації забруднень за довжиною коридору аеротенка. До цього типу відносяться невеликі за розмірами споруди, в яких довжина коридору більше ширини в 10-15 разів, а також аеротенки з розосередженим впусканням стічних вод. Вирівнювання швидкості процесу очищення за всім обсягом споруди полегшує завдання рівномірного постачання киснем будь-якої ділянки аеротенка.

Основним недоліком таких споруд є можливість проскакування частини неочищеної води. Від цього недоліку позбавляються шляхом секціонування (розділення на окремі секції) аеротенків за допомогою установки глухих перегородок з переливом рідини через вікна-водозливи. Аеротенки-змішувачі мають схильність до збудження «спухання» активного мулу внаслідок розвитку бактерій ниткоподібної форми.

Аеротенки-витіснювачі дозволяють запобігти проскакуванню неочищеної води, не ініціюють «спухання» мулу, але створюють утруднення у забезпеченні процесу розчиненням киснем на початкових ділянках споруди. Режим витіснення спостерігається при співвідношенні довжини і ширини аеротенка як 30 : 1 і більше або при створенні в аеротенку 6-8 окремих секцій (осередків).

При вирішенні питання про вибір способу подачі стічних вод необхідно провести обстеження аеротенка з виявленням поля концентрацій забруднень і розчиненого кисню. Концентрація забруднень встановлюється визначенням ХПК в пробах, освітлених короточасним центрифугуванням або фільтруванням під тиском з метою видалення активного мулу з проби.

Регенерація мулу і її роль. Регенерація мулу покликана відновлювати окислювальні властивості мулу при несприятливих діях на нього. До таких дій відносяться накопичення суспензій і емульсій (завислих речовин, нафтопродуктів, жирів та ін.), токсичних речовин (важких металів), важкоокислюваних домішок тонкодисперсного характеру. Згадані накопичення в активному мулі необхідно або окислити, або вилучити (наприклад, центрифугуванням). Тривалість регенерації встановлюють за величиною швидкості споживання кисню, видовому складу простіших і їх активності, дегідрогеназній активності мула.

Регенератор відокремлюють від решти об'єму аеротенка перегородкою або іншим способом, щоб уникнути попадання забрудненої води. Поліпшення складу простіших при частковій подачі стічних вод в регенератор свідчить про надмірність об'єму регенератора. За характером змішування в регенераторах слід прагнути до режиму змішувача з тим, щоб більш продуктивно використовувати його об'єм і інтенсифікувати окислення позаклітинних накопичень. Механізм ліквідації токсичних дій на мул в регенераторах неясний, тому параметри процесу встановлюються в цьому разі експериментально, на лабораторних моделях аеротенків.

Вторинні відстійники після біофільтрів виконують функцію освітлення біологічно очищеної води. Затримувана біоплівка в більшості випадків прямує на знешкодження і зневоднення, до неї не ставляться які-небудь вимоги за винятком зниженої вологості близько 96%. Проектування відстійників ведуть за гідравлічним навантаженням q , визначуваному гідравлічною крупністю u_6 частинок біоплівки ($q = 3,6 \cdot \eta \cdot u_6$).

Винесення завислих речовин при повному біологічному очищенні чисельно рівне БПК очищеної води. При неповному очищенні значення концентрації завислих речовин на 10-15% вище, ніж величина БПК. Велика частина завислих речовин, що виносяться, представлена невеликими скупченнями бактерійних тіл. Одиниця маси їх еквівалентна витраті кисню в 0,6 одиниці при визначенні БПК. Наприклад, при БПК₅ і концентраціях завислих речовин 20 мг/л розподіл витрати кисню приблизно такий: 12 мг/л витрачається на дихання бактерійних клітин, 8 мг/л - витрата кисню на окислення залишкових забруднень.

Вторинні відстійники після аеротенків, крім освітлення води, виконують функцію короточасного ущільнення мулу. Тривалість перебування мула в зоні ущільнення не повинна перевищувати 40 хв. Звичайно її визначають приблизно за величиною об'єму зони ущільнення і витратою циркулюючого мулу. Такий прийом не враховує спосіб збору мулу: мулососами він відбирається безпосередньо з місця осадження, а в разі застосування скребків транспортується до прийому, а потім вже відкачується насосами або ерліфтами. У зв'язку з вказаними причинами мінімально допустима кратність рециркуляції R приймаєть-

ся рівною 0,3 при зборі мулу мулососами, 0,4 - при відкачуванні насосами і ерлифтами, 0,6 - при вивантаженні під гідростатичним тиском. В основу розрахунку вторинних відстійників покладений принцип постійності значення мулового індексу, який визначає необхідність поєднання дози мулу з його індексом. У практиці звичайно застосовують прийом зниження дози мулу із зростанням його індексу, проте тільки в певних межах, обумовлених допустимим діапазоном підвищення навантаження на мул. Якщо зниження дози може викликати істотне зростання навантаження на мул і тим самим підсилити його «спухання», то збільшують кратність циркуляції без зміни дози мулу.

Коефіцієнт об'ємного використання вторинних відстійників звичайно нижче, ніж для первинних, що пов'язано з більшою тривалістю відстоювання (1,5-2 год. і більше). Із збільшенням гідравлічного навантаження коефіцієнт об'ємного використання зростає.

Зайва тривалість ущільнення мулу у вторинному відстійнику призводить до його загнивання, погіршення складу, зниження активності. В умовах розвиненої нітрифікації мул у вторинних відстійниках схильний до спливання внаслідок насичення газом (азотом).

Знешкодження осадів.

Метантенки служать для забезпечення властивостей стабільності (незагниваності) осаду при тривалому його зберіганні або зневодненні у природних умовах. Одночасно вирішується завдання підготовки осаду до внесення у ґрунт, оскільки після зброджування засвоєння елементів осаду рослинами поліпшується. Виділення газу (біогазу) є супутнім процесом, сприяючим зниженню витрат на підігрів зброджуваної маси, регулюється в рамках програми обезводнення, зберігання і утилізації осаду і не діє самостійно і незалежно.

Біологічний процес трансформації органічних речовин при зброджуванні здійснюється комплексом мікроорганізмів, провідна роль в якому належить групі метанотвірних бактерій. Культивування мікроорганізмів цієї групи представляє основне завдання служби експлуатації. Стійкий хід процесу забезпечується виконанням ряду режимних параметрів, найважливішими з яких є навантаження, збереження і відтворення біомаси, умови перемішування і підтримки температури бродячої маси.

Якість збродженої суміші може бути оцінена за залишковим газовиділенням при тривалому доброджуванні осаду, вмістом нижчих жирних кислот (НЖК) і амонійного азоту, лужності й рН осаду.

Вихід газу за масою рівний кількості збродженої беззольної речовини, що також може служити контролем для балансу вхідної маси органічних речовин і тієї, що виходить. Склад газу в нормальних умовах коливається мало: 30-35% CO₂, 60-65% CH₄, 1-2% H₂ N₂. У сприятливих умовах вихід CH₄ підвищується до 80%, чому сприяє перемішування осаду шляхом рециркуляції газу, повернення частини біомаси в метантенк, підвищення кількості активних мікроорганізмів в об'ємі споруди.

Рециркуляція води, мулу, або твердої частини осаду є оперативним прийомом підвищення стабільності роботи метантенка і засобом боротьби з пору-

шеннями процесу бродіння. Біомаса метантенків здатна розвиватися на поверхні насадки, що може бути використано у практиці експлуатації.

Перемішування осаду здійснюється з метою вирівнювання його складу (як засіб боротьби з розшаруванням маси, утворенням кірки, рівномірним розподілом свіжого осаду, ліквідацією градієнта температури в процесі підігріву). Місцеві переущільнення осадів до вологості близько 90% призводить до погіршення виходу газу з мікрооб'ємів, гальмування бродіння продуктами метаболізму мікроорганізмів та інших явищ. Тривалість і інтенсивність перемішування вибирають за умовами завантаження і вивантаження осаду, вважаючи за краще проводити ці операції при витіснювальному режимі (щоб уникнути проскакування незброженого осаду), а підігрів бродячої маси - при інтенсивному перемішуванні. Формування графіка завантаження, вивантаження, підігріву і перемішування осаду доцільно проводити в ув'язці з вузлом зневоднення осадів, з роботою первинних відстійників і мулозгущувачів. Звичайно застосовують три або чотирикратне вивантаження осаду з первинних відстійників, що і визначає циклічність операцій на метантенках.

Технологічний контроль за роботою метантенків включає перелік санітарно-хімічних показників складу і кількості продуктів. У сирому осаді визначають: об'єми осадів з первинних відстійників і надмірного активного мулу, їх температуру, середню вологість, зольність, вміст шкідливих компонентів (відповідно до характеру стоків промислових підприємств), зрідка вміст жирів, білків, вуглеводів або елементний склад осаду. У зброженій суміші визначають вологість, зольність, рН, вміст азоту амонійних солей, кількість НЖК, загальну лужність. Залежно від схеми кондиціонування, зневоднення і утилізації осаду може бути потрібне визначення питомого опору фільтрації, гельмінтологічних показників, вмісту азоту, фосфору, калію і токсичних компонентів, кількості насіння бур'янів.

Освітлювачі-перегнівачі з природною аерацією є відстійними спорудами, їх експлуатація в цілому визначається правилами експлуатації відстійників. Деяка відмінність полягає в роботі камери флокуляції і фільтру із завислим шаром, що формується на рівні нижнього отвору камери флокуляції.

Процеси, що відбуваються в камері перегнивання, мають загальний для метанового бродіння характер, але розтягнуті в часі внаслідок нижчої температури бродячої маси, що коливається за сезонами року. Підігрів бродячої маси обумовлений теплообміном між освітлювачем і перегнівачем, унаслідок чого температура рідини в перегнівачі звичайно нижче за температуру стічних вод на 2-3°C. Цикл бродіння в перегнівачі «розтягнутий» на 50-80 діб при середній температурі 12-10°C (відповідно 40-20 діб при температурі 15-20°C) проти 10-12 діб в метантенках.

Ущільнення осаду перед вивантаженням гарантує видалення зброженого осаду, оскільки незброжені частинки насичені газом і набувають плавучості. Контроль глибини розпаду речовини ведуть за показниками мулової води: рН, кількості амонійного азоту, НЖК, зольності осаду. Гази бродіння не уловлюються, і по них судити про розпад речовини неможливо.

Для перегнівачів характерне коркоутворювання, особливо при зброджуванні осадів, що містять значну кількість рослинних залишків. Руйнування кірки гідромеханічним способом шляхом подачі осаду через сопла не гарантоване в тих випадках, коли кірка не піддавалася руйнуванню протягом тривалого періоду і підсохла. У таких випадках вдаються до використання ручних шуровок, виготовлених з пластмас і дерева (щоб уникнути іскріння).

Осадкові жолоби *двох'ярусних відстійників* є горизонтальними відстійниками малої довжини (за винятком септичних камер, що блокуються, в дво- і трикамерних спорудах). Правила експлуатації горизонтальних відстійників дійсні для відстійних жолобів. Кірку, що утворюється при накопиченні спливаючих речовин, видаляють уручну.

Септична камера за характером процесів дещо відрізняється від метантенків. У верхніх шарах і частково в середніх перемішування відбувається за рахунок газоутворення; у нижніх шарах, при вологості осаду 90% і менше, бродіння затухає, а осад поступово ущільнюється до граничної вологості близько 86-87%. Вивантаження осаду є відповідальнішою операцією, оскільки залишається неясним хід бродіння в товщі осаду, що знаходиться в септичній камері.

Вивантаження осаду повинне бути помірним, щоб в септичній камері залишалася достатня кількість зрілого (збродженого) осаду як запас анаеробної біомаси для приманки і запасу лужності для нейтралізації кислого осаду в прилеглих шарах. З цієї позиції раціонально проводити відбір проб з різних глибин септичної камери для визначення показників складу мулової води: рН, NH_4^+ , НЖК, зольності. У разі закисання бродячої маси, обумовленого перевантаженням септичної камери свіжим осадом або порушенням співвідношення між кількістю свіжого і збродженого осаду, можливе перекачування збродженого осаду з іншої споруди або добавка вапна з подальшим зниженням навантаження (по осаду) на споруду до виходу його на нормальний режим роботи.

Ущільнення осадів первинних відстійників і надлишкового активного мула має різний характер і залежить від технології подальшої обробки суміші. Тривале ущільнення істотно змінює властивості осадів: змінюється ξ -потенціал частинок (збільшується за абсолютним значенням), погіршується водовіддача, відбувається подрібнення агрегатів, розвивається кисле бродіння, внаслідок чого осад насичується бульбашками газу і набуває плавучості. Дані явища сприяють процесу бродіння осаду в метантенках, що зумовлює область застосування тривалого ущільнення. Короткострокове ущільнення менше змінює ξ -потенціал частинок, сприяє збереженню первинної структури осаду і збереженню кращої водовіддачі, у зв'язку з чим даний процес застосовується при обезводненні сирового осаду і надмірного активного мулу, а також у разі знешкодження осаду аеробною мінералізацією. Збереженню і підвищенню позитивних властивостей твердої фази сприяє ущільнення, флоатація надлишкового активного мула і суміші його з осадом первинних відстійників.

Добавка коагулянтів і флокулянтів підвищує якість зливної води (БПК не вище 100-150 мг/л, концентрація завислих речовин 40-60 мг/л), знижує питомий опір осаду фільтрації. Звичайно застосовують дробову подачу коагулянтів і флокулянтів, додаючи 50% від потрібної дози у вузлі ущільнення і 50%, що за-

лишилися, безпосередньо перед зневодненням (співвідношення встановлюється експериментально).

Тривале гравітаційне ущільнення надлишкового активного мулу здійснюється 9-12 год. у радіальних і вертикальних мулозгущувачах. Менш тривале ущільнення, що наближається за своїми параметрами до короткострокового, проводять протягом 5-8 год. для мулової суміші безпосередньо з аеротенків, минувши вторинні відстійники.

Флотаційне ущільнення, активного мулу вимагає створення певних умов для утворення флотокомплексу. Основними чинниками є розмір бульбашки повітря і питома витрата повітря на одиницю маси твердої фази. Цим умовам відповідають напірні флотатори, що створюють тиск 0,5-0,7 МПа в активному мулі або рециркулюючій освітленій воді. Ущільнення мулу істотно залежить від умов ведення біологічного очищення в аеротенках, оскільки навантаження на мул зумовлює зооглейну активність мікроорганізмів, міцність агрегатів і їх розміри.

Флотаційне ущільнення не продукує біогенні елементи, сприяє зниженню БПК зливної води (до значень БПК очищеної в аеротенках води), збільшенню кількості нітритів і нітратів при зниженні концентрації амонійного азоту. Вологість ущільненого мулу 95-97%.

Підготовку осадів для зневоднення проводять з метою збільшення влоговіддачі коагуляцією, флокуляцією, реагентно-тепловою і тепловою обробкою.

Коагуляція. Звичайно частинки осадів міських стічних вод мають негативний заряд, ξ -потенціал їх росте за абсолютним значенням при тривалому зберіганні й ущільненні. Ізо-електрична точка органічних осадів знаходиться у області $\text{pH} = 4-5$.

Введення коагулянтів FeCl_3 , AlCl_3 , FeSO_4 сприяє зрушенню pH в кислу область і нейтралізації ξ -потенціалу. Цього можна досягти також шляхом введення кислоти і коагулянту або однієї кислоти. Білкові системи в осаді мимоволі коагулюють при $\text{pH}=4-5$. Складно передбачити наперед умови коагуляції і дозування реагентів. Умови встановлюють експериментально на лабораторному стенді.

Зміцнення (стиснення) сформованих пластівців коагулянту і підвищення водовіддачі осадів спостерігається при введенні *вапна*. Частинки вапна утворюють механічну структуру (скелет) осаду, пластичність його знижується, краще проходить фільтрація і віджимання води пресуванням. Усереднені дози вапна приймають рівними 6-10 і 17-25% відповідно для сирих осадів первинних відстійників і надлишкового мулу, 9-13% для сирови і 12-20% для збродженої промитої суміші опадів.

Флокулянти можливо подавати дробово - 50% на стадії ущільнення і 50% на зневодненні або повністю на стадії підготовки до зневоднення.

Камерою утворення пластівців у схемах вакуум-фільтрації є корито фільтру, забезпечене мішалкою. Такої камери немає у фільтр-пресах, а повинні бути передбачені відповідні заходи щодо утворення пластівців і захисту пластівців від руйнування при транспорті скоагульованого осаду.

Реагентно-теплова обробка. Відносно швидке й істотне зниження питомого опору фільтрації сирих осадів досягається при зниженні рН до ізоелектричної точки і зміцненні пластівців осаду тепловою обробкою. Надмірне введення кислоти призводить до перезарядки частинок і погіршення вологовіддачі. Рациональніше вести процес з меншими дозами кислоти, не досягаючи ізоелектричної точки, а формування і зміцнення пластівців проводити добавкою коагулянтів і тепловою обробкою. Таким чином, можливий варіант обробки сирих осадів включатиме добавку кислоти (сірної, як найбільш дешевої) для пониження рН до 4,5-5 з одночасним введенням хлорного заліза або залізного купоросу, нагрів осаду протягом 2-3 хв. до температур 65-80°C. За рахунок теплової обробки рН суміші підвищується в середньому на одиницю. Нейтралізацію осаду ведуть добавкою вапна (при вакуум-фільтруванні), частиною мулової води або збродженої суміші після метантенків (при центрифугуванні і фільтруванні пресу). Для нагрівання осаду можливо використовувати спіральні або трубчасті («труба в трубі») теплообмінники, пароежекційні установки. Одержуваний кек має рихлу структуру, його загальний об'єм скорочується на 30% за рахунок пониження вологості (в порівнянні з реагентною обробкою). Теплова обробка гарантує знезараження і дегельмінтизацію кека і мулової води.

Теплова обробка. Загальновідома схема теплової обробки осаду при температурі 190-210°C вимагає великих витрат енергії, продукує значну кількість вторинних розчинених забруднень у муловій воді - до 8-10 г/л по БПК, пред'являє високі вимоги до надійності й безпеки роботи устаткування. Більшою гнучкістю володіють схеми двоступінчатого підігріву з проміжним відділенням мулової води. Враховуючи наявність високонапірного устаткування і підвищених температур, експлуатацію установок ведуть за спеціальними інструкціями, що розробляються стосовно кожного об'єкта (очисної станції).

Обезводнення осадів на вакуум-фільтрах. Продуктивність фільтрів встановлюється за сухою речовині осаду, без урахування кількості речовини, що додається з коагулянтами і вапном. Формування шару осаду на поверхні фільтрувальної тканини залежить від властивостей зневоднюваної маси, величини вакууму і швидкості обертання фільтра. Властивості осадів достатньо повно описуються показником питомого опору фільтруванню. Шляхом підбору дози коагулянтів і вапна знижують питомий опір до (50-60)-1010 см/г, що вважається мінімально достатнім для роботи. Низький опір осаду покращує процес зневоднення, але при цьому різко збільшується витрата реагентів і енергії.

Товщина шару кеку і його вологість пов'язані з величиною вакууму і частотою обертання барабана. Приблизно рекомендується швидкість обертання барабана поєднувати з питомим опором осаду, приймаючи тривалість вакуум-фільтрування пропорційною питомому опорому.

Істотна роль належить вапну у формуванні жорсткого скелета в осаді, сприяючого підвищенню вологовіддачі й формуванню шару кеку. В умовах утворення тонкого шару вологого кеку, що мається, доцільно, крім зміни інших параметрів, збільшити дозу вапна.

Забивання пір тканини, підвищення її опору фільтрації вимагають щоденної промивки її чистою водою. Фільтри із східни полотном мають систему без-

перервної регенерації тканини. У звичайних фільтрах тканину миють в розчинах миючих засобів, продувають повітрям, проводять механічне очищення щітками. Зчеплення частинок осаду з тканиною в порах обумовлене структурою гідроокисного скелету і зерен вапна, у зв'язку з чим розчинення структури кислотою (з інгібітором корозії) позитивно впливає на відмивання фільтротканини. Частоту кислотної обробки тканини встановлюють експериментально, в середньому режим відмивання складає 1 раз в 3-4 доби. Способи видалення домішок з тіла тканини можуть бути найрізноманітнішими залежно від наявності реагентів, матеріалів, пристроїв.

Інтенсифікація роботи вакуум-фільтрів пов'язана головним чином з умовами роботи попередніх вузлів (стабілізації осадів і їх кондиціонування). Як заходи, що знижують питомий опір фільтрації, можна рекомендувати відмову від зброджування частини осадів, ущільнення збродженої суміші с видаленням або аеробною стабілізацією мулової води, кислотну обробку (пониження рН) зброджених осадів з метою зниження ξ -потенціалу.

Зневоднення осадів на центрифугах. Знос шнеків протитечійних центрифуг менш інтенсивний, ніж у прямотечійних, тому вони використовуються переважно при безреагентному центрифугуванні, при якому потрібний вищий чинник розділення.

Надійність роботи центрифуг і підвищення терміну їх служби багато в чому залежать від виділення із зневодненого осаду крупних і абразивних включень. Пісок, що міститься в осаді, не затриманий пісковловлювачами, є основною причиною зносу шнеків центрифуг. Шнеки, виготовлені із сталі, зношуються через 1,5-3 тис. год. роботи. Застосовуючи наплавлення шнеків стелитом, збільшують термін їх служби до 5-7 тис. год., а напиленням карбідом вольфраму - до 12-15 тис. год. Оскільки вартість шнека досить значна (30% вартості центрифуги), практикується періодична заміна шнеків, що реставруються в заводських умовах.

Основними технологічними показниками, що характеризують роботу центрифуг, є ефект затримання сухої речовини η , концентрація кека Ск і об'ємна продуктивність Q.

У разі зносу шнека η знижується, і забрудненість фугата, повертаного на очищення в голову споруд, зростає.

Термічна сушка осадів. Оптимальні умови процесу сушки осадів істотно залежать від характеру зв'язку води з твердою фазою в механічно зневодненому осаді. Для ідентифікації властивостей механічно зневоднених осадів визначають в лабораторних умовах кінетику сушки і знаходять точки перегину кривих сушки, відповідних різним формам зв'язку води в осаді. Одночасно проводять перевірку відповідності умов роботи вузла механічного зневоднення (дозування реагентів, перепаду тиску, вологості кеку) параметрам сушки. Змінюючи склад початкового осаду і прийоми оперативного коректування властивостей підсушеного продукту (шляхом добавки сухого матеріалу - ретура), знаходять умови сушки, відповідні вимогам до кінцевого продукту і мінімальних витрат енергії.

Барабанні сушарки. Вони відзначаються низькою продуктивністю і відносною простотою експлуатації. Коливання температури газів на вході в сушарку не призводять до яких-небудь несприятливих дій, тому в сталих умовах зміна температури від 700 до 900°C впливає тільки на продуктивність сушарки. Температура газів на виході пов'язана з необхідною вологістю сухого продукту: 200-250° при вологості сухого осаду 30-25 і 150-180° при вологості 50-40%. Пересушування осаду до вологості нижче 15-20% призводить до підгоряння його, зайвого виходу смердючих газів, підвищення небезпеки спалаху пилоподібних продуктів.

Сушарки із стрічними струменями. Вони працюють в умовах інтенсивного подрібнення і сушки осаду в стрічних струменях і режимі аерофонтанування. Нормальний режим сушки припускає підготовку осаду з метою введення в апарат, розподіл (диспергування) осаду, що вводиться, сушку в режимі аерофонтанування, відділення сухого осаду в сепараторі. Всі ці операції взаємопов'язані. Введення осаду може бути здійснене за допомогою живильників грудкуватих або пастоподібних продуктів.

Грудкування осадів досягається поверненням сухого продукту і перемішуванням його з початковим осадом; для ретурна використовують тонкодисперсний продукт з центрально-конічної частини сепаратора. Умови введення і грудкотворення складно передбачати наперед, і тому в період наладки необхідно провести серію випробувань, міняючи вологість і кількість повертаного продукту. Критерієм оцінки якості підготовки осаду і його введення можуть служити безвідмовна робота вузла змішення і живлення, можливість зниження тиску повітря і енерговитрат.

Контрольні запитання:



1. Назвіть основні етапи приймання в експлуатацію та технологічного налагоджування очисних споруд каналізації.
2. Як повинен бути організований хіміко-технологічний контроль роботи очисних станцій?
3. За якими показниками здійснюється повний санітарний аналіз стічної води?
4. За якими показниками контролюють якість води після різних споруд ОСК?
5. Визначення яких показників здійснюється при повному аналізі осаду?
6. Назвіть основні умови нормальної роботи очисних споруд міської каналізації.
7. Охарактеризуйте умови нормальної реалізації механічного очищення стічних вод.
8. Як оцінюється ефективність роботи ґрат?
9. Як оцінюється ефективність роботи піскоуловлювачів?
10. Як оцінюється ефективність роботи первинних відстійників?
11. Охарактеризуйте нормальні умови реалізації біологічного очищення стічних вод.
12. Як організується процес очищення води на полях фільтрування?
13. Як організується процес очищення води в біологічних прудах?
14. Як організується процес очищення води в біологічних фільтрах?
15. Як організується процес очищення води в аеротенках?
16. Як організується процес очищення води у вторинних відстійниках?
17. Як організується робота споруд з обробки утворюваних осадів?

Література до вивчення теми:



1. Эксплуатация систем водоснабжения, канализации и газоснабжения: Справочник / Под ред. В.Д.Дмитриева. – Л.: Стройиздат, 1988. – 383 с.

2. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод. – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2002.
3. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища школа, 2005. – 671 с.
4. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М.: Стройиздат, 1986.

ТЕМА 4. Техніко-економічний розрахунок водопровідної мережі

- 1. Загальна постановка завдання про розрахунок гідравлічного комплексу споруд систем водопостачання і особливості його вирішення.**
- 2. Гідравлічні характеристики елементів систем подачі і розподілу води. Характеристики відборів води з системи. Гідравлічні характеристики водопровідних ліній.**
- 3. Первинний (попередній) розподіл витрат води за ділянками кільцевої мережі.**
- 4. Особливості розрахунків систем подачі й розподілу води при використанні обчислювальних машин.**

1. Загальна постановка завдання про розрахунок гідравлічного комплексу споруд систем водопостачання і особливості його вирішення

Як відомо, для транспортування води від джерел до об'єктів водопостачання служать *водоводи*. Їх виконують з двох або більше ниток трубопроводів, що укладаються паралельно один одному. Для подачі води безпосередньо до місць її споживання (житловим будівлям, цехам промислових підприємств) служить *водопровідна мережа*. При трасуванні ліній водопровідної мережі необхідно враховувати планування об'єкта водопостачання, розміщення окремих споживачів води, рельєф місцевості та ін.

За конфігурацією у плані розрізняють водопровідні мережі розгалужені, або тупикові, й кільцеві, або замкнуті. Розгалужені водопровідні мережі виконують для невеликих об'єктів водопостачання.

Розрахунок водопровідних мереж полягає у встановленні діаметрів труб, достатніх для пропуску заданих витрат води, і у визначенні витрат натиску. Останнє необхідне для визначення висоти водонапірних башт і натиску, який повинні створювати насоси.

При розрахунку водопровідної мережі припускають, що промисловим підприємствам (для виробничих і господарсько-питних цілей) вода подається у вигляді зосереджених витрат, а для господарсько-питних цілей в містах і населених пунктах – рівномірно за довжиною магістральних ліній.

Завдання проектування і розрахунку комплексу споруд системи водопостачання, що подають і розподіляють воду, може бути сформульоване як відшукання такого комплексу і таких чисельних характеристик складових його елементів (водоживильників, водоводів, мереж і ємкостей), що забезпечує найменшу величину приведених витрат на його будівництво і експлуатацію за

прийнятий розрахунковий термін при обов'язковому дотриманні ряду технічних вимог або умов, а саме:

- 1) подача до місць споживання необхідних кількостей води і забезпечення в місцях її відбору заданих (потрібних) натисків (тиску) в мережі;
- 2) забезпечення необхідного ступеня надійності системи і, отже, певного ступеня безперебійності подачі води;
- 3) необхідність використання стандартних виробів при пристрої мереж і водоводів (труб) і водоживильників (насосів).

У результаті розрахунку гідравлічного комплексу за кожним з порівнюваних варіантів схеми повинні бути визначені діаметри всіх ліній (водоводів і мереж), вибрані типи й потужності насосів, призначені режими роботи всього комплексу так, щоб він мав найбільшу економічність при дотриманні всіх перерахованих вище технічних вимог.

Вирішення цього комплексного завдання для системи водопостачання представляє великі труднощі, що обумовлюються специфічними особливостями цих систем.

Перш за все вибір схеми водопостачання залежить у великій мірі від місцевих природних умов: розташування використовуваних природних джерел, рельєфу місцевості, а також від планування забезпечуваного водою об'єкту, характеру розташування на забезпечуваній території різних за своїми вимогами (до витрат і натисків) споживачів і, нарешті, від поєднання всіх цих чинників. Тому для крупних об'єктів проектувальнику доводиться в більшості випадків розглядати декілька варіантів всієї схеми комплексу і шляхом попередньої їх оцінки вибирати один (або декілька) конкуруючий варіант для детальної розробки.

Наступна трудність проектування і розрахунку систем водопостачання (на відміну від різних «статичних» систем) обумовлюється необхідністю розглядати їх в динаміці, тобто розраховувати й оцінювати її за роботою в умовах майбутньої експлуатації при розмірах, що безперервно змінюються, і режимі водоспоживання.

Таким чином, для отримання найкращого вирішення системи необхідно вибрати оптимальний варіант схеми водопостачання, при цьому кожний з порівнюваних варіантів повинен передбачати найбільш економічний режим роботи подаючих воду станцій.

Слід зазначити, що витрата енергії на підйом води залежить також від заходів щодо підвищення ККД самих насосних установок (автоматизації їх роботи, регулювання числа оборотів).

В основу розрахунку гідравлічного комплексу споруд повинні бути покладені дані про вірогідне зростання і режим водоспоживання протягом доби, року, а також всього розрахункового періоду. Фактичні розміри і режим водоспоживання завжди відрізнятимуться від запланованих (на основі прогнозу). Тому система водопостачання повинна бути запроектована такою гнучкою, щоб режим її роботи можна було легко коректувати у процесі експлуатації (в умовах відхилення фактичного водоспоживання і характеру відбору води від заплано-

ваного). При цьому, зрозуміло, це завдання не повинне розв'язуватися (при проектуванні) за рахунок ухвалення економічно невиправданих витрат.

Характерною особливістю гідравлічного комплексу систем водопостачання є те, що його елементи (водоживильники, що транспортують воду, лінії і до певної міри ємкості) нерозривно зв'язані між собою в кожен момент їх роботи. Крім того, робота всього комплексу нерозривно пов'язана з характером і режимом водовідбору. Будь-які зміни водовідбору або зміни в системі транспортуючих воду ліній (аварія або виключення окремих ділянок, збільшення гідравлічних опорів) спричиняє за собою перерозподіл потоків води в мережі, зміну на тисків і відповідно викликає зміну величин Q і H водоживильників.

Тому одним з основних процесів проектування системи водопостачання є аналіз спільної роботи елементів гідравлічного комплексу.

Безперервні, значною мірою хаотичні й некеровані зміни водоспоживання (особливо в міських водопроводах) вносять виняткові труднощі в розрахунки і економічну оцінку водоподаючих систем.

Для гідравлічного розрахунку системи доводиться вибирати певні характерні і критичні «тимчасові перетини» (розрахункові моменти, випадки). Необхідний умілий вибір таких «перетинів» для того, щоб вони можливо більш повно і правильно відображали характерні особливості роботи системи. Для більш-менш точного проектування треба досліджувати значне число «тимчасових перетинів» (розрахункових моментів роботи).

Виняткову трудомісткість розрахунку для кожного випадку при великому їх числі дає величезний об'єм обчислювальної роботи, з яким практично можна справитися тільки при використанні обчислювальних машин.

Слід зазначити, що необхідність користуватися стандартними величинами діаметрів труб також вносить у процесі техніко-економічного розрахунку систем відомі утруднення, вводячи дискретний ряд розрахункових величин.

Таким чином, техніко-економічне завдання знаходження оптимального рішення гідравлічного комплексу системи водопостачання є завданням виключно складним і різноманітним.

Навряд чи можна сподіватися побудувати таку функцію, яка б зв'язувала приведену величину витрат за системою за розрахунковий термін з усіма визначальними її чинниками, щоб шляхом знаходження її математичного мінімуму набути шуканого найвигоднішого значення (параметру) окремих елементів комплексу. Відносно вибору оптимальної схеми завдання доводиться вирішувати методами варіантного проектування, тобто шляхом техніко-економічного порівняння і оцінки її можливих варіантів, а для вибраного варіанта – шляхом гідравлічних і техніко-економічних розрахунків елементів системи і комбінацій різних елементів в їх взаємозв'язку.

Вирішення завдання розрахунку системи подачі й розподілу води із задоволенням умов економічності, з дотриманням гідравлічних взаємозв'язків між елементами системи і задоволенням вимог надійності здійснюється в декілька етапів шляхом послідовного наближення.

Звичайно для кожного варіанта схеми споруд призначається «модель» її роботи для окремих розрахункових моментів водоспоживання, тобто наміча-

ється поточкорозподіл в лініях мереж і водоводів, подачі води насосами і від резервуарів, а також величини відборів води. При призначенні поточкорозподілу в мережах враховують (точно або приблизно) рівняння матеріального балансу ($\Sigma Q=0$ у вузлах), а також вимоги надійності. Для наміченої (прийнятої) «моделі» шляхом техніко-економічного розрахунку визначаються найвигідніші діаметри труб і п'єзометричні відмітки насосів.

У результаті техніко-економічного розрахунку призначаються стандартні діаметри труб (найближчі до найвигідніших) і вибираються реальні характеристики насосів. Потім проводять серію перевірочних гідравлічних розрахунків системи з урахуванням спільної роботи її основних елементів і уточнюють дійсні витрати води по ділянках мережі, дійсну подачу води водоживильниками і створюваний ними натиск, дійсну роботу регулюючих ємкостей і величини вільних тисків, що забезпечуються у вузлах мережі й точках водоразбору. Якщо ці тиски не відповідають вимогам споживачів або технічним умовам, розрахунок повторюють, замінюючи водоживильники, змінюючи діаметри деяких ліній та ін. Подібні розрахунки повинні бути проведені для всіх конкуруючих варіантів схеми при різному розташуванні водоживильників, резервуарів та ін.

У межах окремих розрахункових операцій, зокрема при проведенні гідравлічних ув'язок мережі, вирішення досягається також тільки шляхом послідовного наближення.

Таким чином, шлях послідовного наближення і послідовного проведення перевірочних розрахунків є широко використовуваним при розрахунку систем подачі і розподілу води.

Всі гідравлічні розрахунки систем водопостачання ґрунтуються на залежностях між двома групами змінних - витрат і тиску (втрат тиску). Використовуються і відшукуються зв'язку між цими змінними як в межах кожної з груп, так і між змінними різних груп для окремих елементів системи або окремих комбінацій елементів.

2. Гідравлічні характеристики елементів систем подачі й розподілу води

Основними елементами систем подачі й розподілу води, зв'язаними в єдиний гідравлічний комплекс, є:

- а) лінії, що подають воду, - водоводи, ділянки мережі;
- б) водоживильники - насоси, що живлять резервуари, пневматичні установки та ін.;
- в) пристрої, що відбирають воду з мережі («відбори»).

Всі гідравлічні розрахунки систем подачі й розподілу води базуються на залежностях між витратами води Q (що подаються або забираються в одиницю часу) і відповідними тисками H (створюваними, що втрачаються або потрібними) як в окремих елементах системи, так і в їх комбінаціях або в комплексі всієї системи в цілому. Для кожного елемента гідравлічної системи має місце певна закономірність зв'язків між відповідними величинами Q і H , виражена аналітично або графічно.

Дійсне значення Q і H при спільній роботі елементів системи може бути встановлено тільки в результаті сумісного вирішення рівнянь, що виражають ці

зв'язки, або поєднанням їх графічних характеристик, якщо вони виражені графічно.

Розглянемо найбільш звичайні типи елементів гідравлічного комплексу і форми зв'язків Q - H для цих елементів і їх звичайних поєднань у системах подачі і розподілу води.

Характеристики водоживильників

Як водоживильники розглядаються насоси, напірні резервуари й пневматичні ємкості.

Відцентрові насоси є найбільш часто використовуваним типом водоживильника в системах водопостачання.

Як відомо, теоретично тиск $H_{\text{НАС}}$, що створюється відцентровим насосом (або точніше повна висота підйому насоса), пов'язаний лінійно з його подачею Q . Проте втрати енергії в самому насосі і зміна його ККД (при зміні подачі) призводять до того, що дійсна залежність H від Q стає нелінійною. Ця залежність встановлюється шляхом заводських випробувань кожного типу насосів, що виготовляються, і представляється графічно. Графічні характеристики різних типів насосів наведені в каталогах і паспортах відцентрових насосів і є офіційним технічним документом (свідомством) про залежність між Q і H даного насоса, що гарантується заводом. При перевірочних розрахунках систем водопостачання, тобто при аналізі спільної роботи елементів гідравлічного комплексу можуть використовуватися як графічні характеристики насосів, так і рівняння виду $H = f(Q)$, що приблизно виражають зв'язок між величинами Q і H .

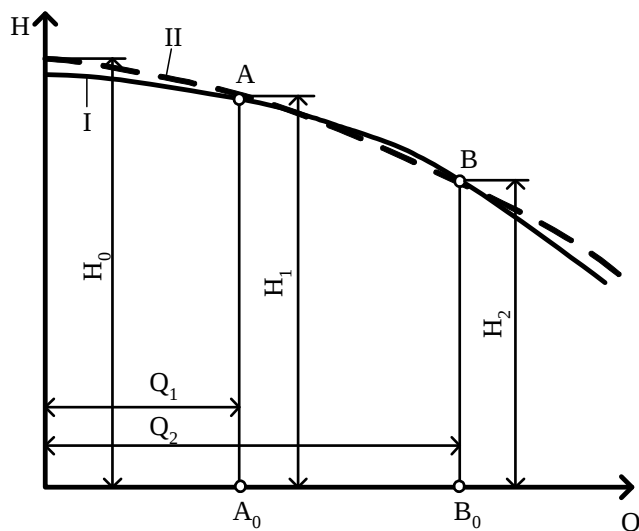


Рис. 2.1

Існують і використовуються у практиці різні методи представлення графічних характеристик відцентрових насосів у вигляді функцій $H = f(Q)$ або $Q = f(H)$.

Для практичних цілей при розрахунках і аналізах роботи відцентрових насосів у розподільних системах водопостачання буває достатньо одержати аналітичний вираз графічної (каталожної) характеристики насоса (крива 1 на рис. 2.1) тільки для тієї її частини, яка лежить у області стійкої і економічної роботи насоса (ділянка A-B).

Зручно використовувати для апроксимації криві другого порядку, наприклад рівняння параболи $H = H_0 - S_{\text{НАС}} \cdot Q^2$.

Завдання зводиться до визначення параметрів параболи, що проходить через точки A і B з вершиною, що лежить на осі ординат. Шукані величини H_0 і $S_{\text{НАС}}$ можуть бути визначені з наступних рівнянь:

$$\begin{aligned} H_1 &= H_0 - S_{\text{НАС}} \cdot Q_1^2; \\ H_2 &= H_0 - S_{\text{НАС}} \cdot Q_2^2. \end{aligned}$$

Звідки

$$S_{\text{нас}} = \frac{H_1 - H_2}{Q_2^2 - Q_1^2} \quad \text{і} \quad H_0 = H_1 + S_{\text{нас}} \cdot Q_1^2 = H_2 + S_{\text{нас}} \cdot Q_2^2.$$

Координати точок А і В (H_1 , Q_1 і H_2 , Q_2) відомі.

Величина $S_{\text{нас}}$ може розглядатися як коефіцієнт гідравлічного опору насоса. Для групи однакових паралельно працюючих насосів загальний коефіцієнт групи рівний $\frac{1}{n} S_{\text{нас}}$. Величина H_0 для групи насосів залишається такою ж, як і для кожного окремого насоса.

При використанні обточування (зміни діаметру) коліс стандартного насоса (від D до D') для побудови кривої, що апроксимує характеристику насоса із зменшеним діаметром колеса D' , величина $H'_0 = H_0 \cdot \left(\frac{D'}{D}\right)^2$. При цьому величина $S_{\text{нас}}$ для таких насосів може бути залишена без змін за умови, що робоча точка насоса не виходить з меж рекомендованої робочої ділянки. Інакше повинні бути перераховані значення як H_0 , так і $S_{\text{нас}}$.

При використанні автоматичного регулювання роботи насоса необхідно приймати залежність між Q і H , що обумовлюється методом регулювання.

Напірні резервуари з вільною поверхнею води. До водоживильників подібного роду відносяться водонапірні башти й напірні (піднесені) резервуари, які постійно або періодично подають воду в розподільну систему. Гідравлічна характеристика відкритого напірного резервуару виражається формулою $H = \text{const}$. Графічно характеристика резервуару виражається прямою, паралельною осі абсцис (з ординатою H).

Рівень води в резервуарі задається його відміткою над вибраною для системи площиною порівняння. Практично в більшості випадків рівень води в напірних резервуарах змінюється в часі. Це завжди має місце в резервуарах, які служать акумулюючою ємкістю. Такі резервуари можуть постійно одержувати воду від джерела і віддавати її в розподільну систему (як, наприклад, головний резервуар гравітаційної системи) або поперемінно подавати воду в мережу або одержувати її з мережі (що характерно для всіх напірно-регулюючих ємкостей). В останньому випадку, очевидно, такий резервуар перетворюється періодично з водоживильника в «нефіксований відбір» води. Межі й інтенсивність зміни рівня води в резервуарі залежать (при даних насосах) від прийнятих розмірів і форми резервуару, а також від режиму водоспоживання. Ступінь наповнення резервуару в кожен момент не зв'язаний якою-небудь закономірністю з кількістю води, що подається з нього в систему у цей момент. Тому для розрахунку і аналізу спільної роботи напірного резервуару як водоживильника з рештою елементів системи доводиться враховувати можливі (вірогідні) граничні значення відміток рівня води в резервуарі ($H_{\text{макс}}$ і $H_{\text{мін}}$) і знаходити відповідні їм значення Q і H інших елементів.

Пневматичні резервуари звичайно виконують роль напірно-регулюючих місткостей і можуть, як і відкриті резервуари, бути для системи поперемінно водоживильниками або нефіксованими відборами. Для кожного розрахункового

моменту для них також може бути застосована формула $H=\text{const}$. Проте межі зміни величини H у процесі роботи систем залежать не тільки і не стільки від зміни рівня води в резервуарі, скільки від тиску повітря на поверхню води. У пневматичних системах змінного тиску зміна рівня води в казані визначає зміну тиску повітря, що знаходиться там, і, отже, тиск його на поверхню води. У цих випадках зв'язок між об'ємом W і тиском $P_{\text{АБС}}$ визначається приблизно за законом Бойля-Маріотта (як для ізотермічного процесу), тобто $P_{\text{АБС}} \cdot W = \text{const}$. Граничний мінімальний тиск у котлі відповідає моменту його спорожнення. Приведена висота цього тиску еквівалентна розрахунковому рівню води у відкритому резервуарі.

Характеристики відборів води з системи.

Фіксовані відбори. У централізованих системах водопостачання (особливо міського, де вода віддається в дуже великому числі точок) величина відбору води кожним із споживачів залежить не тільки від ступеня відкриття їм водорозбірного крана, але і від величини тиску, що безперервно змінюється, в мережі. Коливання тиску в мережі, у свою чергу, обумовлюються безперервною зміною числа і місць відбору води всією сумою споживачів. У системах господарсько-питного водопостачання кожний із споживачів, бажаючи зберегти звичну (або потрібну) для себе інтенсивність відбору, регулює інтуїтивно ступінь відкриття крана відповідно до змінного в мережі тиску. Цим досягається немовби автоматична стабілізація величини відборів води з мережі (звичайно, далеко не повна і не досконала).

Враховуючи цю обставину, а також зважаючи на повну практичну неможливість врахувати всю дійсну картину впливу зміни тиску в мережі на величину окремих відборів води населенням, для розрахунку систем міських водопроводів, як відомо, всі вузлові величини відбору води з мережі (до яких приводиться господарсько-питне водоспоживання) умовно приймаються незалежними від тиску в мережі. Таким чином ці вузлові відбори приймають для розрахунку «фіксованими». На відміну від таких умовних (фіктивних) фіксованих відборів мають місце дійсні фіксовані відбори води з мережі, здійснювані через автоматичні пристрої, що дозволяють забирати з мережі постійно задані кількості води незалежно від зміни в ній тиску (за умови, що він не падає нижче певної величини). Такі фіксовані відбори здійснюються в деяких промислових підприємствах, що вимагають рівномірної подачі води. Гідравлічною характеристикою всіх фіксованих відборів служить, очевидно, вираз $Q=\text{const}$.

Нефіксовані відбори. При таких відборах величина витрати води залежить від тиску в мережі. Ця залежність приймається при розрахунку системи водопостачання. До нефіксованих відборів відносяться відбори води в різні відкриті резервуари - регулюючі й запасні ємкості, резервуари перед станціями підкачки у зонних водопроводах, баки виробничих підприємств, пневматичні казани, а також відбори води насосами підвищувальних станцій безпосередньо з мережі та ін.

Нефіксований відбір води у відкриті резервуари характеризується відміткою розташування резервуару (відміткою ізливу води або відміткою рівня води). Для заданої розрахункової відмітки $H=\text{const}$.

Фактично величина відбору води в такому випадку визначатиметься величиною тиску, що створюється водоживильником даної системи, мінус втрати тиску в системі від водоживильника до резервуару. Зміна величини цих втрат, що обумовлюється зміною місць і розмірів відбору води з мережі іншими споживачами, впливає на величину даного нефіксованого відбору. Для кожного розрахункового випадку величини фіксованих відборів у вузлових точках мережі відомі й величина відбору води в резервуар може бути знайдена шляхом аналізу спільної роботи водоживильника мережі й резервуару.

Величина нефіксованого відбору води за наявності спеціальних регулюючих пристроїв в місці відбору залежить (окрім вказаних вище чинників) від величини й характеру гідравлічного опору регулюючого пристрою (при різних ступенях його відкриття). Характеристика водорозбірного пристрою може бути виражена через коефіцієнт місцевого опору ζ .

Втрати тиску на місцеві опори

$$h_M = \zeta \cdot \frac{v^2}{2 \cdot g} = \frac{\zeta \cdot Q^2}{2 \cdot g \cdot \left(\frac{\pi \cdot d^2}{4} \right)^2} = \frac{8 \cdot \zeta}{g \cdot \pi^2 \cdot d^4} \cdot Q^2 = S_M \cdot Q^2,$$

де d – діаметр труби, що підводить воду.

Вважаючи ζ незалежним від Q , характеристику подібного нефіксованого відбору можна виразити таким чином:

$$H_{\text{ВІДБ}} = Z + S_{\text{ВІДБ}} \cdot Q^2,$$

де Z - відмітка точки відбору;

$S_{\text{ВІДБ}}$ - гідравлічний опір водорозбірного пристрою (постійне або змінне споживачем за бажанням або за заданим графіком, тобто різне для різних розрахункових моментів).

Якщо регулюючий пристрій забезпечує постійну величину відбору води, останній перестане бути нефіксованим відбором.

При безпосередньому відборі води з мережі насосною станцією підкачки його величина при зміні тиску в живлячій мережі визначається в результаті аналізу спільної роботи системи, що подає воду до станції підкачки (водоживильник і мережа з фіксованими відборами води з неї), самої насосної станції підкачки і системи, в яку остання подає воду.

Гідравлічні характеристики водопровідних ліній.

Зв'язок між п'єзометричними тисками H у вузлах, що обмежують окремі ділянки водопровідних ліній, визначається формулою

$$H_i - H_k = h_{ik},$$

де h_{ik} - тиск, втрачений на подолання гідравлічних опорів на даній ділянці.

Величина втрати тиску в лініях зовнішніх водопровідних мереж обумовлюється в основному втратами на подолання сил тертя, пропорційними довжині лінії l .

Втрата тиску

$$h = S \cdot q^\beta = S_0 \cdot l \cdot q^\beta,$$

де $S = S_0 \cdot l$ - гідравлічний опір лінії;

S_0 - питомий гідравлічний опір.

Величина S_0 залежить від діаметра труб, характеру їх внутрішньої поверхні і числа Рейнольдса. Залежність ця різна при різному характері руху рідини. Як відомо, використовувані в сучасній водопровідній практиці труби можуть працювати в одній з наступних трьох областей:

1. Область квадратичного опору, де S_0 залежить тільки від діаметру труби і шорсткості внутрішньої поверхні її стінок.
2. Перехідна область турбулентного режиму (доквадратична область), де S_0 залежить від діаметру і шорсткості труб, а також від числа Рейнольдса (тобто від швидкості руху й в'язкості рідини).
3. Область гідравлічно гладких труб, де S_0 залежить від діаметру труби і числа Рейнольдса і не залежить від шорсткості труб.

У квадратичній області працюють «вживані» (ненові) чавунні й сталеві труби при швидкостях руху рідини $V > 1,2$ м/сек.

У перехідній (доквадратичній) області працюють ненові чавунні й сталеві труби при швидкостях руху води $V < 1,2$ м/сек, а також азбестоцементні труби при всіх практично використовуваних швидкостях руху води.

В області гідравлічно гладких труб працюють поліетиленові, вінілпластові і скляні труби.

Вплив шорсткості внутрішньої поверхні стінок труб на величину гідравлічного опору враховується різними формулами або за допомогою емпіричних коефіцієнтів, одержаних експериментально для різних типів труб або з використанням деяких чисельних характеристик шорсткості.

У всіх випадках розрахунку водопровідних ліній втрати тиску в них визначаються за емпіричними або напівемпіричними формулами. Всі ці формули можуть бути (безпосередньо або шляхом апроксимації) приведені до вигляду

$$i = k \cdot \frac{q^\beta}{d^m},$$

тобто для певного типа труб (з певною шорсткістю їх стінок) залежність величини втрати тиску на одиницю довжини від витрати визначається коефіцієнтом k і показниками ступеня β і m .

М.М.Абрамов пропонує наступну залежність:

$$i = 0,00118 \cdot \frac{q^{1,85}}{d^{4,89}}.$$

У практиці США широким розповсюдженням користується формула Вільямса-Хезена, яка може бути подана у вигляді

$$i = \left(\frac{C'}{d^{0,17} \cdot v^{0,15}} \right) \cdot \left(\frac{q^2}{d^5} \right) = \frac{C''}{d^{4,87}} \cdot q^{1,85}.$$

Величини C' або C'' , одержані в результаті вимірів дійсних втрат тиску в лініях труб різних типів і з різною шорсткістю стінок. Формула ця неквадратична, але використовується для практичних розрахунків труб при роботі їх в будь-якій області.

Британською асоціацією гідравлічних досліджень запропонована серія неквадратичних формул з різними величинами β і m , призначених для визначення втрат тиску в трубах різних типів:

$$\text{для азбестоцементних труб } i = 0,00728 \cdot \frac{v^{1,80}}{d^{1,24}};$$

$$\text{для бетонних труб } i = 0,00752 \cdot \frac{v^{1,85}}{d^{1,26}};$$

$$\text{для чавунних труб } i = 0,00861 \cdot \frac{v^{1,92}}{d^{1,29}}.$$

Ф.А.Шевельов запропонував наближену формулу для розрахунку пластмасових труб з урахуванням недосконалості укладання і впливу стиків.

$$i = 0,000685 \cdot \frac{v^{1,774}}{d^{1,226}}.$$

У всіх наведених формулах (для квадратичної і доквадратичної областей опорів) вплив шорсткості стінок труб враховується чисто емпіричним шляхом з використанням чисельних коефіцієнтів, одержаних з досвіду і стінок певного типа труб, які працюють в певних умовах, що відображають вплив шорсткості.

3. Первинний (попередній) розподіл витрат води за ділянками кільцевої мережі

Важливість (значення) розумного попереднього розподілу витрат води за ділянками кільцевої мережі при заданій її конфігурації і заданих вузлових притоках і відборах виключно велика. Також великими є труднощі правильного вирішення цього завдання.

Можна намітити необмежене число варіантів розподілу витрат із задоволенням першого закону Кірхгофа, і для кожного з варіантів можуть бути визначені тим чи іншим чином діаметри труб ділянок мережі, які після проведення її гідравлічної ув'язки в більшості випадків не зазнають змін (або змінюються для вельми небагатьох окремих ліній). Таким чином, первинний розподіл потоків води по лініях мережі значною мірою зумовлює співвідношення величин діаметрів окремих ліній мережі.

У свою чергу, ухвалення діаметрів ліній мережі (що надають на величини їх гідравлічних опорів значно більший вплив, ніж довжини) повністю визначає для мережі даної конфігурації два її найважливіше показника: економічність і надійність, тобто забезпечення безперебійності подачі води споживачам.

Економічність мережі характеризується найменшою величиною приведених витрат на будівництво мережі і подачу води і досягається в основному вибором найвигідніших діаметрів труб ділянок мережі.

У більшості запропонованих методів техніко-економічних розрахунків (знаходження найвигідніших діаметрів) величини витрати в окремих ділянках розглядаються як вже задані (при початковому поточкорозподіленні) і в процесі розрахунку не міняються (до остаточного коректування).

Знаходження наївигідніших шляхів транспортування води по території об'єкту відноситься до проблеми знаходження наївигіднішого розподілу потоків води по мережі.

Надійність мережі є тією її властивістю, яка повинна забезпечувати найменші збитки у постачанні водою споживачів у разі аварії на мережі і виходу з роботи деяких її ділянок.

Можливість виконання вимог щодо забезпечення споживача водою при аварії визначається прийнятими співвідношеннями пропускних спроможностей паралельно працюючих магістралей і поєднуючих їх перемичок, тобто схемою спочатку наміченого розподілу витрат води по мережі і призначеними ним діаметрами труб.

Слід зазначити, що вимоги економічності й надійності є значною мірою антагоністичними, що дуже ускладнює завдання про початкове поточкорозподілення.

Ймовірно, в найзагальнішому вигляді це завдання повинне бути сформульоване як завдання відшукування такого розподілу потоків води по мережі, яке б забезпечувало найбільшу економічність системи (найменшу величину приведених витрат) при дотриманні заданих вимог до її надійності відповідно до вимог забезпеченості водою споживачів у разі можливих аварій на мережі.

Питанням первинного поточкорозподілу приділено багато уваги в ряді робіт, опублікованих за останні роки. Проте слід зазначити, що в ряді досить серйозних робіт і досліджень (вітчизняних і зарубіжних), де дається глибокий аналіз питань розрахунку мереж, абсолютно не зачіпаються питання початкового поточкорозподілення (або зачіпаються дуже мало).

Для задовільного вирішення цього питання необхідно: заздалегідь уточнити основні поняття надійності у застосуванні до таких систем обслуговування, як системи водопостачання, дати аналіз вимог споживачів (або нормативної документації) до забезпеченості їх водою і безперебійності водопостачання, розглянути методи визначення чисельних критеріїв надійності і методи обліку цих вимог одночасно з вимогами економічності при призначенні початкового поточкорозподілення.

Питання про початковий поточкорозподіл стає особливо значущим у світлі використання ЕОМ для розрахунку водопровідних мереж. Правильне формулювання і задання машині вимог по дотриманню умов надійності дозволить порівняно легко вирішувати задачі виняткової трудності й трудомісткості.

З економічної точки зору прийнятий поточкорозподіл повинен забезпечити найменшу величину щорічних витрат.

Для загальних випадків техніко-економічних розрахунків для кільцевих мереж знаходження такого поточкорозподілу, яке давало б мінімум функції вартості, не представляється можливим. У той же час для кожного заданого розподілу потоків води по ділянках кільцевої мережі можуть бути знайдені діаметри

труб, які забезпечують найменші значення величини приведених витрат, тобто так звані найвигідніші діаметри.

4. Особливості розрахунків систем подачі й розподілу води при використанні обчислювальних машин

Методи гідравлічних розрахунків систем подачі й розподілу води передбачають складання систем рівнянь, що виражають взаємозв'язки окремих елементів і споруд цих систем за різних умов їх спільної роботи.

Системи нелінійних рівнянь з багатьма невідомими будуються також для відшукування таких показників елементів системи, які відповідали б найменшому значенню економічного функціонала. Вирішення подібних систем рівнянь проводиться звичайно в більшості випадків шляхом послідовного наближення і вимагає величезних витрат праці й часу.

До дуже трудомістких типів завдань, що вирішуються шляхом розрахунку систем подачі й розподілу води, відносяться:

- а) гідравлічна ув'язка кільцевих мереж;
- б) дослідження спільної роботи мереж, водоживильників і нефіксованих відборів;
- в) техніко-економічні розрахунки систем;
- г) знаходження оптимальних режимів роботи системи.

Слід підкреслити, що такий великий обсяг обчислювальної роботи не є слідством недосконалості методів розрахунку, а викликається винятковою складністю даних систем.

При «ручних» методах розрахунку (тобто без використання обчислювальної техніки) виконання такого обсягу обчислювальної роботи виявляється часто практично нездійсненним. Вказана обставина призводила до того, що ряд розрахунків, необхідних для правильного і економічного вирішення, замінювався в практиці проектування різними наближеннями, а іноді грубо наближеннями прийомами. У результаті цього не тільки не досягалася необхідна точність, але й не могло бути одержано оптимальне рішення. Деякі давно розроблені й науково обґрунтовані методи розрахунку не використовувалися у практиці проектування виключно із-за громіздкості їх виконання «вручну».

Використання обчислювальної техніки для проведення вказаних розрахунків докорінно змінює стан речей.

Сучасні обчислювальні машини мають здатність виконувати величезний обсяг обчислювальної роботи з швидкістю, не порівнянною з «ручними» методами розрахунку і з будь-якою заданою точністю. Це дає змогу практично виконувати в належному обсязі всі трудомісткі розрахунки, що забезпечують глибокий аналіз проектованої системи і знаходження економічно найвигідніших рішень.

Саме в цьому (а не в скороченні часу й вартості проектування) і полягає основна економічна перевага використання обчислювальних машин.

У практиці розрахунку систем водопостачання використовувалися обидва основні види обчислювальних машин - спеціалізовані аналогові машини або

пристрої і універсальні електронні цифрові обчислювальні машини або машини дискретної дії (ЕОМ).

Використання обчислювальних машин накладає ряд вимог до форми й характеру передаваних їм вихідних даних для проведення розрахункових операцій. Проектувальник повинен знати й враховувати ці вимоги.

Істотні специфічні вимоги пред'являють в цьому відношенні ЕОМ. При їх використанні потрібне складання програм, за якими проводиться розрахунок. При складанні програм у ряді випадків доцільно видозмінювати алгоритми розрахунку.

Аналогові пристрої (або машини) – тобто аналогові лабораторні моделі, раніше вживані для розрахунку водопровідних систем, були засновані на аналогії процесу руху води деяким іншим процесам, що описуються аналогічними системами рівнянь і можуть бути простіше здійснені і вивчені в лабораторних умовах. Відмічена аналогія дозволяла створити своєрідну «модель» водопровідної системи. У переважній більшості аналогових пристроїв, вживаних для розрахунку систем водопостачання, була використана аналогія процесу руху води по трубах і електричного струму по провідниках, тобто електрогідродинамічна аналогія (ЕГДА).

Аналогові машини за принципом своєї роботи істотно відрізнялися від обчислювальних або розрахунково-вирішувальних пристроїв, які здійснюють власне «механічний рахунок». По суті, аналогові машини імітували процес руху води у водопровідних системах, відтворюючи його на електричній моделі, яка дозволяла безпосередньо заміряти всі необхідні параметри процесу.

Принцип ЕГДА вже давно (у 1922 р.) був використаний акад. Н.Н.Павловським для дослідження шляхів фільтрації води під підстави гідротехнічних споруд (при ламінарному режимі руху).

Одна з перших спроб використання аналогового пристрою для аналізу і розрахунку водопровідних мереж була здійснена професорами Массачусетського університету Кемпом і Хезеном у середині 30-х років. У цій установці регулювання електричних опорів проводилося вручну, на що витрачалося багато часу. Автори використовували свою електромодель для знаходження розподілу потоків води по ділянках кільцевої мережі із заданими довжинами і діаметрами, тобто для внутрішньої ув'язки мережі. Слід мати на увазі, що ці роботи були проведені приблизно за два роки до створення методу Лобачева - Кроса для ув'язки мереж.

У СРСР дослідження з електромодельовання для розрахунку водопровідних мереж почалися в 1936 р. у ВНДІ ВОДГЕО (під керівництвом Б.Н.Зіміна), де було розроблено і випробувано декілька варіантів принципу дії і конструкцій аналогової установки. Роботи ці, перервані війною, були продовжені під керівництвом проф. Л.Ф.Мошніна і привели в кінці 40-х років до створення повноцінної аналогової машини з використанням автоматичних опорів у вигляді електромеханічних автоматів.

Для того, щоб відтворити процес, що відбувається у водопровідній системі, на її електричній моделі, необхідно перш за все щоб елементи моделі мали електричні характеристики, аналогічні гідравлічним характеристикам елементів

водопровідної системи. Такими елементами є: ділянки мережі (трубопроводи), водоживильники (насоси і резервуари), фіксовані й нефіксовані відбори води з мережі.

В електричній моделі сила струму і падіння потенціалу аналогічні відповідно витраті води і втратам тиску.

Одним з основних утруднень при електромоделюванні гідравлічних систем є те, що падіння потенціалу і сила струму в електричних провідниках зв'язані лінійною залежністю, тоді як втрата натиску в лініях водопровідної мережі пов'язана з витратою нелінійно.

Електрична характеристика провідника

$$\Delta U = r \cdot I,$$

а гідравлічна характеристика ділянки водопровідної мережі

$$h = S \cdot Q^\beta,$$

де r - електричний опір провідника;

S - гідравлічний опір ділянки мережі.

При режимах руху, практично використовуваних у водопровідних мережах, показник β має величину, що змінюється в межах від 1,85 до 2.

Таким чином, для того, щоб електрична модель трубопроводу відтворювала закон гідравлічного опору, необхідно мати: $r = S \cdot Q^{\beta-1}$, тобто опір ділянки в моделі повинен змінюватися пропорційно силі струму в ступені $\beta-1$. Зокрема, для квадратичної зони опорів у водопровідній мережі повинно бути: $r = S \cdot I$, що дає $\Delta U = S \cdot I^2$.

Фіксовані відбори води з водопровідної мережі відображаються на електричній моделі відборами струму постійної сили, незалежними від зміни напруги в мережі. Така стабілізація відборів струму моделі здійснюється ламповими або напівпровідниковими стабілізаторами струму, що встановлюються у відповідних вузлах (точках) моделі.

Аналоговий пристрій повинен містити такий набір аналогів водопровідних ліній, який дозволяє скласти схему мережі для всіх практично використовуваних стандартних діаметрів і налаштуватися на будь-яку задану довжину. Електрична схема, що набирається з аналогів окремих ліній повинна бути геометрично подібна водопровідній мережі, що зображається.

Спеціалізовані аналогові машини, призначені для дослідження і розрахунку водопровідних систем, були особливо зручними для вирішення таких практичних завдань, як: ув'язка кільцевих мереж при різних режимах їх роботи; розрахунки для з'ясування заходів, пов'язаних з посиленням мереж (прокладкою додаткових магістралей, заміною насосів, підвищенням відміток резервуарів та ін.), а також розрахунки мереж на випадок можливих аварій і виключення окремих ліній мережі на ремонт. Всі ці завдання можуть бути досліджені в ряді варіантів і швидко вирішені без яких-небудь істотних змін в електричній схемі.

У даний час **електронні цифрові обчислювальні машини** одержали широке застосування в самих різних областях науково-дослідної, проектної і виробничої діяльності. Вони є універсальними обчислювальними машинами, які виконують величезну кількість елементарних операцій в одиницю часу і вирі-

шують, таким чином, різні завдання, сформульовані в програмах, що розробляються для цього.

Основними характеристиками різних ЕОМ є «швидкодія», тобто кількість операцій, які вони виконують в одиницю часу, і об'єм їх пам'яті (що запам'ятовує пристрої), тобто обсяг (кількість) чисельних даних (інформації), які кожна машина може прийняти одночасно.

Для проведення розрахунків систем подачі і розподілу води ЕОМ також знайшли широке застосування. Вони можуть вирішувати всі ті задачі, які розв'язувалися раніше на аналогових машинах.

Є специфічні особливості при використанні тих або інших типів обчислювальних пристроїв і властиві їм переваги й недоліки.

ЕОМ на відміну від аналогових машин пред'являють ряд спеціальних вимог до характеру і форми подання даних для проведення відповідних розрахунків.

Для можливості використання ЕОМ необхідне складання програм для кожного типу завдань. Програма є переліком операцій і команд, що визначають послідовність проведення цих операцій машиною. Програма в спеціально задованому вигляді повинна бути введена в пам'ять машини. Крім того, машині повинна бути передана вся необхідна інформація про систему, що розраховується. Одна і та ж програма може бути використана для вирішення однотипних завдань при різних чисельних вихідних даних і різних характеристиках окремих елементів системи.

Інженер-проектувальник повинен знати обсяг і зміст розрахунків, які можуть виконуватися за тією або іншою програмою. Оператор, що безпосередньо виконує розрахунки на машині, повинен бути знайомий з передбаченою програмою формою представлення вихідної інформації, а також з порядком виконання розрахунку на машині і видачею результату розрахунку.

Обчислювальні центри повинні бути оснащені набором (бібліотекою) розроблених програм для проведення різних видів розрахунків.

У даний час розроблені й використовуються програми для вирішення всіх основних видів розрахунку систем подачі і розподілу води, а саме:

- ◆ гідравлічна ув'язка мережі;
- ◆ дослідження спільної роботи мережі, водоживильників і нефіксованих відборів;
- ◆ техніко-економічні розрахунки системи, тобто відшукування найвигідніших діаметрів.

За допомогою ЕОМ можуть розв'язуватися також завдання відшукування оптимальних режимів роботи насосних станцій, станцій підкачки та ін. Програми розроблені для різних машин і за різними алгоритмами.

Слід зазначити, що в більшості випадків розрахунки водопровідних систем, що доручаються машині, є перевірочними. Для проведення цих розрахунків конфігурація мережі і місця розташування всіх споруд, а також діаметри труб мережі є заданими на підставі заздалегідь наміченого потокорозподілення, що задовольняє умовам надійності. Також заздалегідь приймаються і характеристики водоживильників.

У вихідні дані, які повинні бути передані машині для виконання всіх названих вище типів розрахунків, входять:

- 1) чисельні характеристики елементів системи - питомі опори і довжини ділянок, характеристики насосів, відмітки всіх характерних точок (геодезичні і п'єзометричні) і резервуарів, величини фіксованих відборів води і подач води;
- 2) інформація про геометрію системи, тобто про форму мережі, взаємне розташування її ділянок, водоживильників і всіх характерних вузлів.

Друге завдання, тобто передача інформації про геометричні властивості системи чисельними характеристиками, вимагає спеціальних трансформацій мережі і специфічної системи нумерації її вузлів і ділянок (наприклад, перетворення кільцевої мережі в дерево). Це дозволяє здійснити необхідну систему нумерації і, крім того, доручити машині автоматичне обчислення розрахункових витрат в ділянках мережі (відповідно до I закону Кірхгофа) і обчислення п'єзометричних відміток у вузлах мережі.

Перетворення мережі в дерево полегшує також вибір системи розрахункових контурів. Нумерація вузлів йде від вибраної базисної точки-вузла. У вузлах примикання до основної гілки іншої гілки дерева порушується натуральний ряд чисел в списку вузлів, що дає уявлення про форму мережі. Ділянці привласнюється номер того з його граничних вузлів, який виражається меншим числом. Відборам води з мережі привласнюється знак плюс, а надходженням - знак мінус. Напрямок руху води в ділянці вважається позитивним, якщо вода рухається від вузла з великим номером до вузла з меншим номером.

Найбільш простим завданням водопровідних розрахунків, що вирішується на ЕОМ, є внутрішня ув'язка мережі при фіксованих відборах і заданих подачах водоживильників. Для цього завдання розроблені алгоритми і програми для її вирішення на ЕОМ.

Завдання визначення параметрів роботи окремих елементів систем, що мають нефіксовані відбори, і (або) декілька водоживильників при ручних розрахунках може бути вирішені (навіть приблизно) тільки шляхом ряду послідовних спроб і з величезною витратою праці й часу. На ЕОМ (при використанні розробленої для цього програми) завдання це може бути виконане відносно легко і швидко. Основною особливістю таких розрахунків (як і при ручних методах розрахунку спільної роботи елементів системи) є введення в систему фіктивних ліній, що виражають взаємозв'язок у роботі мережі водоживильників і нефіксованих відборів.

В одній з інструкцій ВНДІ ВОДГЕО наведена укрупнена блок-схема розрахунку (рис. 2.2), що наочно показує послідовність проведення основних груп операцій. У вихідні дані (окрім вказаних для першого завдання) для розрахунку спільної роботи входять характеристики водоживильників і нефіксованих відборів.

Гідравлічні характеристики насосних станцій задаються графічно або різними наближеними виразами алгебри, наприклад: $H = H_0 - S_{\text{нас}} \cdot Q^2$, де

$H_0 = z + H_z$. Подібним же чином враховуються характеристики нефіксованих відборів.

Основним завданням розрахунку є ув'язка системи, яка завдяки впровадженню фіктивних ліній представляє єдину операцію і проводиться одночасно.

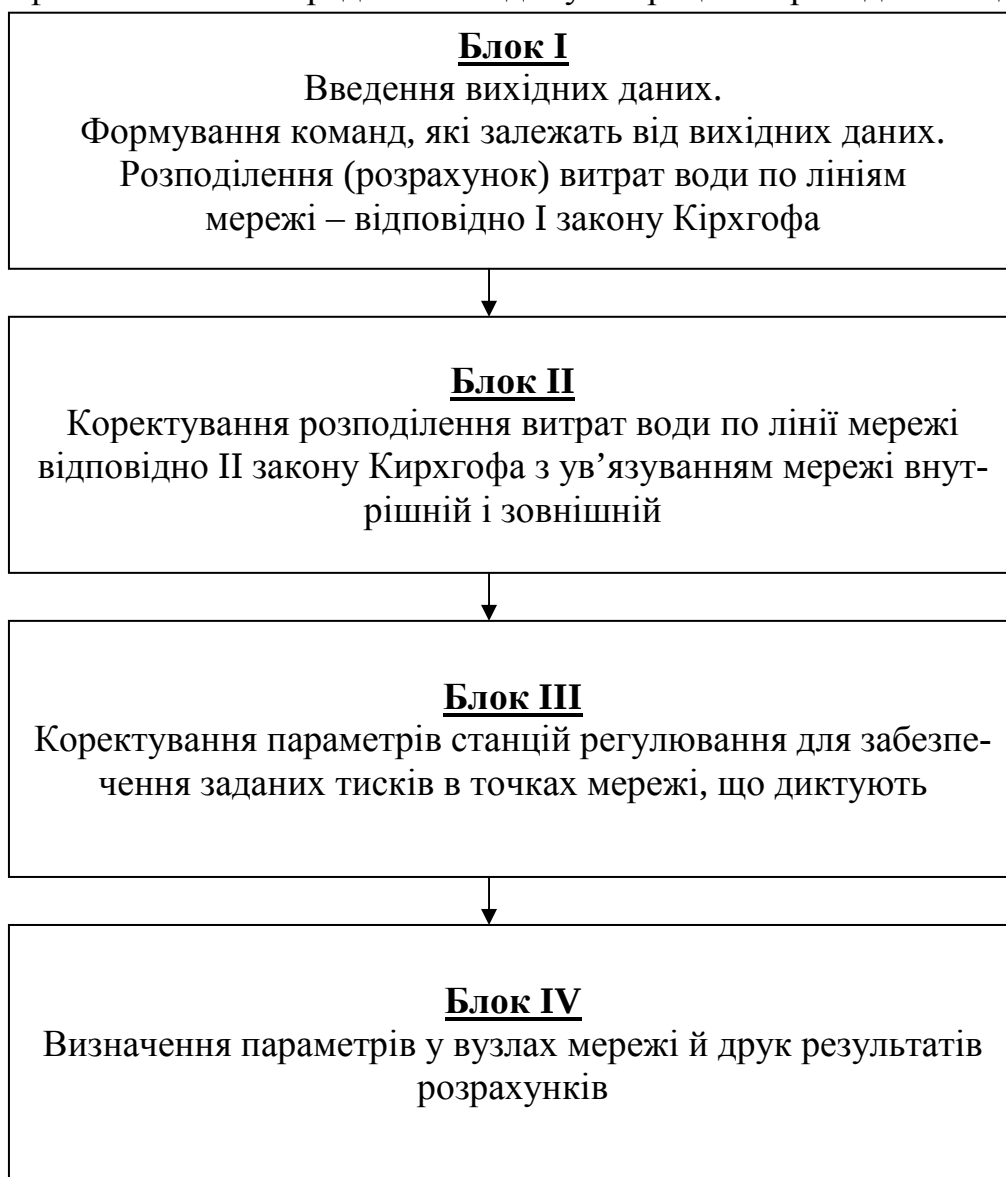


Рис. 2.2

Одним з найважливіших практичних завдань розрахунку системи є перевірка забезпечення заданого тиску у диктуючих точках мережі. У діючих системах водопостачання це може забезпечуватися відповідною роботою звичайних живлячих насосних станцій, станцій підкачки і станцій дроселювання тиску.

Останньою розрахунковою операцією є обчислення величин п'єзометричних відміток у вузлах мережі. Це здійснюється шляхом послідовного віднімання одержаних втрат тиску ділянок окремих гілок дерева з п'єзометричної відмітки базисного вузла.

Завдання техніко-економічного розрахунку системи водопостачання, що охоплює широкий круг питань, розв'язується як шляхом проведення на машині деяких розрахунків, що дозволяють знаходити екстремальні значення економі-

чних функціоналів, так і шляхом варіантного проектування, коли машині доручається лише підрахування вартості будівництва і експлуатації системи для різних її варіантів і вибір з них найвигіднішого.

Що стосується вузького завдання техніко-економічного розрахунку мережі, тобто визначення найвигідніших діаметрів труб при заданих величинах розрахункових витрат ділянок, то і це завдання успішно розв'язується машиною; вона може бути вирішена методами, аналогічними звичайній гідравлічній ув'язці.

Використання для техніко-економічного розрахунку мереж методу фіктивних витрат має ту перевагу, що цей розрахунок фактично зводиться до проведення процедур, аналогічних таким, що проводиться при звичайній гідравлічній ув'язці мережі, для якої створені, відпрацьовані і широко використовуються програми їх виконання на ЕОМ.

Ув'язка мережі по фіктивних витратах має і ряд специфічних відмінностей, особливостей і труднощів в порівнянні із звичайною ув'язкою (наявність фіктивних скидань в кінцевих точках сходу потоків, облік різниці геодезичних відміток в точках сходу та ін.). Ці труднощі ще більш зростають для систем, що мають напірно-регулюючі ємкості і нефіксовані відбори.

При ручних методах розрахунку ці ускладнення настільки утрудняють розрахунок і так збільшують об'єм обчислювальної роботи, що «повний» техніко-економічний розрахунок не знайшов застосування в практиці реального проектування.

При використанні ЕОМ всі вказані труднощі відносно легко можуть бути подолані відповідними видозмінами алгоритмів і програм для ув'язки мережі. Запропонований ВНДІ ВОДГЕО алгоритм розрахунку для визначення величин фіктивних витрат ділянок передбачає проведення через мережу не умовної витрати, рівної одиниці, а витрати, рівної дійсній. Ця витрата (на відміну від дійсної скидається в точках необхідних фіктивних скидань).

У зарубіжній практиці найбільше число використовуваних програм передбачає в основному гідравлічну ув'язку мереж (за методом Лобачова - Кроса). Більшість прийомів і програм для вирішення цього завдання на ЕОМ дуже близька до тих, які використовуються в нашій практиці і описані вище. Ряд фірм прагне створювати програми, які могли б знайти можливо ширший круг споживачів (тобто передбачали можливість рішення близьких задач для різних областей техніки і економіки).

Є програми, що передбачають можливість дослідження спільної роботи водоживильників, мереж і нефіксованих відборів.

Що стосується техніко-економічних методів розрахунку на ЕОМ, то вони використовуються відносно мало. Це не значить, що мало уваги приділяється економічній оцінці інженерних рішень, але ця оцінка проводиться частіше не шляхом використання власне методів техніко-економічного розрахунку систем, а переважно шляхом обчислення (на машинах) основних вартісних показників по ряду намічених варіантів і визначенню найвигіднішого варіанту. За окремими варіантами всі гідравлічні розрахунки проводяться за допомогою машин.

Як наш вітчизняний, так і світовий досвід переконливо показує, що використання обчислювальних машин для розрахунку таких складних систем, як системи подачі і розподілу води, є єдиним практично можливим шляхом рішення всього комплексу завдань в цій області.

Контрольні запитання:



1. Яке призначення водоводів та водопровідної мережі?
2. Яка мета розрахунку водопровідної мережі?
3. У чому полягає труднощі проектування та розрахунку систем водопостачання?
4. Назвіть основні елементи систем подавання та розподілення води.
5. Дайте оцінку характеристикам водоживильників.
6. Відцентрові насоси як водоживильники в системах водопостачання.
7. Характеристики відбору води із системи. Фіксовані та нефіксовані відбори.
8. Охарактеризуйте гідравлічні характеристики водопровідних ліній.
9. Як здійснюється попереднє розподілення витрат води для кільцевих мереж?
10. Які особливості розрахунків систем подавання та розподілення води при використанні обчислювальних машин?
11. Який принцип використовували для аналогових пристроїв?
12. Як використовують ЕОМ для розрахунку систем водопостачання?
13. Охарактеризуйте алгоритм розрахунку водопровідної мережі за допомогою ЕОМ, рекомендований ВНДІ ВОДГЕО.



Література:

1. Расчет водопроводных сетей: Учеб. пособие для вузов / Н.Н.Абрамов, М.М.Поспелова, М.А.Сомов. – М.: Стройиздат, 1983. – 278 с.
2. Абрамов Н.Н. Теория и методика расчета систем подачи и распределения воды. - М.: Стройиздат, 1972. – 288 с.
3. Абрамов Н.Н. Водоснабжение. – М.: Стройиздат, 1982. – 440 с.
4. Евдокимов А.Г., Дубровский В.В. Потокораспределение в инженерных сетях. – М.: Стройиздат, 1979.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ:

1. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища школа, 2005.
2. Миклашевский Н.В., Королькова С.В. Чистая вода. Системы очистки и бытовые фильтры. – С. - Пб.: Изд. группа «Арлит», 2000.
3. Кичигин В.И. Моделирование процессов очистки воды. – М.: Изд-во АСВ, 2003.
4. Яковлев С.В., Краснобородько И.Г. Технология электрохимической очистки воды. – Л.: Стройиздат, 1987. – 312 с.
5. Кульский Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. – К.: Вища школа, 1986. – 352 с.
6. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод. – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2002.
7. Кульский Л.А., Душкин С.С. Магнитное поле и процессы водообработки. – К.: Наукова думка, 1988.
8. Душкин С.С. Улучшение технологи очистки природных и сточных вод магнитным полем. – Харьков: Изд-во при ХГУ, 1988.
9. Громогласов А.А., Копылов А.С. Водоподготовка: процессы и аппараты. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 272 с.
10. Радиационное обеззараживание сточных и природных вод / Шубин В.Н., Шаранин Ю.И. и др. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 64 с.
11. Коростелев Д.П. Обработка радиоактивных вод и газов на АЭС. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 152 с.
12. Кульский Л.А., Страхов Э.Б. и др. Очистка вод атомных электростанций. – К.: Наукова думка, 1979. – 209 с.
13. Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды: В 2-х ч. / Кульский Л.А., Гороновский И.Т., Когановский А.М., Шевченко М.А. – К.: Наукова думка, 1980. – Ч. 1-2.
14. Андрияшев М.М. Гидравлические расчеты оборудования водоводов. – М.: Стройиздат, 1979.
15. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. – М.: Стройиздат, 1986.
16. СНиП 2.04.02-84. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения. – М.: Стройиздат, 1986.

Навчальне видання

Конспект лекцій
з дисципліни
"Спецкурс за тематикою магістерської роботи"

(для студентів 5 курсу денної форми навчання
спеціальності 8.092601 – «Водопостачання і водовідведення»)

Автор: Сорокіна Катерина Борисівна

Редактор: М.З.Аляб'єв

План 2008, поз. 110Л

Підп. до друку 4.02.2008	Формат 60x84 1/16	Папір офісний.
Друк на ризографі.	Умовн.-друк. арк. 6,5	Обл.-вид. арк.7,0
Замовл. № _____	Тираж 25 прим.	
61002, Харків, ХНАМГ, вул. Революції, 12		
Сектор оперативної поліграфії при ІОЦ ХНАМГ		
61002, Харків, вул. Революції, 12		