

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ

**ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ,
ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ГІДРАВЛІКИ**

Науково-технічний збірник

Випуск 26

Науково-технічний збірник
засновано в 2002 р.

Київ 2016

УДК 628.1+628.2+621.1

Головний редактор *А.М. Кравчук*

Заступник головного редактора *Г.М. Кочетов*

Відповідальний секретар *Т.В. Аргатенко*

Заступник відповідального секретаря *Ю.Д. Копаниця*

Редакційна колегія:

*О.С.Волошкіна, М.М.Гіроль, М.М. Кризський, С.І.Криль,
О.Я.Олійник, В.Л.Поляков, О.В. Приймак, В.Я.Савенко,
І.М.Симонов, Г.Собчук, І.М.Таварткіладзе, В.М.Удод,
П.Д.Хоружий, О.М.Яхно*

Рекомендовано до випуску вченою радою Київського національного університету будівництва і архітектури 27 травня 2016 року, протокол №44.

Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 26. / Головний редактор А.М. Кравчук. – К.: КНУБА, 2016. – 172 с.

Розрахований на працівників науково-дослідних і проектних організацій, викладачів, аспірантів та докторантів.

Матеріали збірника опубліковано на *web*-сайті Національної академічної бібліотеки України (www.nbuv.gov.ua)

Видається в авторській редакції

Постановою Президії ВАК України науково-технічний збірник «Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки» віднесено до фахових видань, в яких можуть публікуватися основні результати дисертаційних робіт (Бюлетень ВАК України №5, 2010 р.).

Свідоцтво про державну реєстрацію КВ №6033 від 05.04.2002 р.

Адреса редакційної колегії: 03680, Київ, Повітрофлотський проспект,
31, КНУБА, тел. 241-55-94.

©Київський національний університет
будівництва і архітектури, 2016

ЗМІСТ

ВОДОПОСТАЧАННЯ	7
<i>Гомеля М.Д., Грабітченко В.М., Рисухін В.В.</i> Іоннообмінна стабілізаційна обробка мінералізованих вод перед їх зворотньоосмотичним опрісненням.....	7
<i>Епоян С.М., Яркін В.О.</i> Особливості змішування природних вод на станціях підготовки води в сучасних умовах.....	15
<i>Жартовський С.В., Сізіков О.О., Нижник Т.Ю., Балло Я.В., Балло В.П.</i> Особливості впливу цільових добавок у складі водних вогнегасних речовин на втрату напору у трубопроводі.....	21
<i>Карагяур А.С.</i> Про застосування центрифугувальних пристроїв у складі компактних установок для підготовки питної води з поверхневих джерел.....	27
<i>Кізюшкін Т.О.</i> Визначення оптимальних умов розрахунку променевих водозаборів за емпіричними залежностями.....	36
<i>Кукла І.О.</i> Аналіз зміни рівнів ґрунтових вод Херсонської області за період 1975-2015 роки.....	42
<i>Малін В.П., Гомеля М.Д., Галімова В.М.</i> Ефективність застосування катіоніту КУ-2-8 при вилученні іонів міді з води в присутності іонів жорсткості.....	45
<i>Назаренко О.М., Лойко І.С.</i> Методологія прогнозування величини відкладень в енергетичних комунікаціях.....	55
<i>Нечитайло М.П., Косюк Є.М.</i> Інгибування процесів відкладення малорозчинних солей в баромембранних процесах і зворотніх системах водопостачання.....	62
<i>Петроченко О.В.</i> Обґрунтування технологічної можливості застосування висхідного фільтрування води на багатощарових плаваючих зернистих фільтрах водоочисних споруд.....	66
<i>Прогульний В.І., Рябков М.В.</i> Підбір крупності заповнювача поруватого полімербетону в пінополістирольних фільтрах.....	77
<i>Твердохліб М.М., Глушко О.В., Гомеля М.Д.</i> Вплив концентрації заліза на швидкість його окислення у воді.....	82
<i>Юрков О.Д.</i> Оцінка дифузійних процесів при розчиненні недовипаленого доломіту та бруситу.....	93
ВОДОВІДВЕДЕННЯ	105
<i>Аксьонова І.М.</i> Ідентифікація хвильових явищ біохімічних процесів в біореакторах очищення стічних вод ультразвуковими методами.....	105
<i>Кочетов Г.М., Колодько А.О.</i> Дослідження стійкості відходів феритного очищення стічних вод.....	113
<i>Кочетов Г.М., Самченко Д.М., Потапенко Л.І.</i> Дослідження кінетики феритної очистки стічних вод гальванічних виробництв.....	118
<i>Олійник О.Я., Айрапетян Т.С.</i> Підвищення ефективності роботи аеротенків-витискувачів за рахунок завислого та закріпленого біоценозу.....	123
<i>Россінський В.М., Саблій Л.А.</i> Дефосфотація міських стічних вод, що містять синтетичні детергенти.....	131

<i>Трохименко Г.Г., Трус І.М., Гомеля М.Д.</i> Захист водойм від забруднення іонами міді при скиді промислових стічних вод.....	138
---	-----

ГІДРАВЛІКА І ГІДРОТЕХНІКА.....148

<i>Копаниця Ю.Д.</i> Визначення гідростатичного тиску на плоский сегмент методом трьох команд K123.....	148
<i>Кравчук А.М., Кравчук О.Я.</i> Аналіз кінематичних характеристик збірних перфорованих трубопроводів.....	152
<i>Криль С.І., Берман В.П.</i> Про методику гідравлічного розрахунку пульпопроводів, що перекачують важкі сипучі матеріали.....	160

СОДЕРЖАНИЕ

ВОДОСНАБЖЕНИЕ.....7

<i>Гомеля Н.Д., Грабитченко В.Н., Рисухин В.В.</i> Ионообменная стабилизационная обработка минерализованных вод перед их обратноосмотическим опреснением.....	7
<i>Эпоян С.М., Яркин В.А.</i> Особенности смешения природных вод на станциях подготовки воды в современных условиях.....	15
<i>Жартовский С.В., Сизиков О.О., Нижник Т.Ю., Балло Я.В., Балло В.П.</i> Особенности влияния целевых добавок в составе водных огнетушащих веществ на потери напора в трубопроводе.....	21
<i>Карагяур А.С.</i> О применении центрифугирующих устройств в составе компактных установок для подготовки питьевой воды из поверхностных источников.....	27
<i>Кизюшкин Т.А., Тугай Я.А.</i> Определение оптимальных условий расчета лучевых водозаборов за эмпирическими зависимостями.....	36
<i>Кукла И.А.</i> Анализ изменения уровней грунтовых вод Херсонской области за период 1975-2015 годы.....	42
<i>Малин В.П., Гомеля Н.Д., Галимова В.М.</i> Эффективность применения катионита КУ-2-8 при извлечении ионов меди из воды в присутствии ионов жесткости.....	45
<i>Назаренко А.Н., Лойко И.С.</i> Методология прогнозирования величины отложений в энергетических коммуникациях.....	55
<i>Нечитайло Н.П., Косюк Е.Н.</i> Ионообменная стабилизационная обработка минерализованных вод перед их обратноосмотическим опреснением.....	62
<i>Петроченко А.В.</i> Обоснование технологической возможности применения восходящего фильтрования воды на многослойных плавающих зернистых фильтрах водоочистных сооружений.....	66
<i>Прогульный В.И., Рябков М.В.</i> Подбор крупности наполнителя пористого полимербетона в пенополистирольных фильтрах.....	77
<i>Твердохлиб М.Н., Глушко Е.В., Гомеля Н.Д.</i> Влияние концентрации железа на скорость его окисления в воде.....	82
<i>Юрков А.Д.</i> Оценка диффузных процессов при растворении недообожженного доломита и брусита.....	93

ВОДООТВЕДЕНИЕ.....	105
<i>Аксенова И.Н.</i> Идентификация волновых явлений биохимических процессов в биореакторах очистки сточных вод ультразвуковыми методами....	105
<i>Кочетов Г.М., Колодко А.О.</i> Исследование стойкости отходов ферритной очистки сточных вод.....	113
<i>Кочетов Г.М., Самченко Д.Н., Потапенко Л.И.</i> Исследование кинетики ферритной очистки сточных вод гальванических производств.....	118
<i>Олейник А.Я., Айрапетян Т.С.</i> Повышение эффективности работы азротенков-вытеснителей за счет взвешенного и прикрепленного биоценоза..	123
<i>Россинский В.М., Саблий Л.А.</i> Дефосфотация городских сточных вод, содержащих синтетические детергенты.....	131
<i>Трохименко А.Г., Трус И.Н., Гомеля Н.Д.</i> Защита водоемов от загрязнения ионами меди при сбросе промышленных сточных вод.....	138
ГИДРАВЛИКА И ГИДРОТЕХНИКА.....	148
<i>Копаница Ю.Д.</i> Определение гидростатического давления на плоский сегмент методом трех команд K123.....	148
<i>Кравчук А.М., Кравчук О.Я.</i> Анализ кинематических характеристик сборных перфорированных трубопроводов.....	152
<i>Криль С.И., Берман В.П.</i> О методике гидравлического расчета пульпопроводов, перекачивающих тяжелые сыпучие материалы.....	160

CONTENTS

WATERSUPPLY.....	7
<i>Gomelya N., Hrabitchenko V., Risukhin V.</i> Ion-exchange stabilization processing of mineralized water before their reverse osmosis desalination.....	7
<i>Epoyan S.M., Yarkin V.A.</i> Method of increase the efficiency of natural water mixing with the reagent and a technique conducting research.....	15
<i>Zhartovskiy S., Sizikov O., Nyzhnyk T., Ballo Y., Ballo V.</i> Features of impact water-based fire-extinguishing agents on loss of pressure in the pipeline.....	21
<i>Karagiaur A.S.</i> On the application of centrifugation devices in the compact plants for drinking water preparation from surface sources.....	27
<i>Kiziushkin T.O., Tugay Y.A.</i> Determining the optimal conditions for calculating radial intake empirical dependencies.....	36
<i>Kukla I.O.</i> Analysis of changes groundwater levels in the Kherson region the period 1975-2015 years.....	42
<i>Malin V. P., Gomelya N., Galimova V.M.</i> Efficiency of kationit KU-2-8 application at removing copper ions from water in the presence of hardness ions.....	45
<i>Nazarenko A., Loiko I.</i> The methodology of forecasting value energy deposits in communications.....	55
<i>Nechitaylo N.P., Kosyuk E.N.</i> Inhibition of sedimentation baromembrane in processes and working systems water.....	62

<i>Petrochenko O.V.</i> Justification technological possibilities of rising water filtration in the multilayer floating granular filters water treatment plants.....	66
<i>Progulny V.I., Ryabkov M.V.</i> Selection aggregate size of porous polymer concrete in polystyrene foam filters.....	77
<i>Tverdokhlib M., Glushko E., Gomelya N.</i> The influence of the concentration of iron in its rate of oxidation in water.....	82
<i>Iurkov A.D.</i> Diffusion analysis of half roasted dolomite and brucite in dissolving process.....	93
SEWERAGE, SEWAGE and WASTES TREATMENT.....	105
<i>Aksyonova I.</i> Identification of wave phenomena biochemical processes in bioreactors purification of wastewater with ultrasonic methods.....	105
<i>Kochetov G.M., Kolodko A.O.</i> Study of sludge stability after wastewater treatment by ferritization.....	113
<i>Kochetov G.M., Samchenko D.N., Potapenko L.I.</i> Kinetic studies of ferritisation wastewater treatment for galvanic facilities.....	118
<i>Oleynik A.Ya., Airapetian T.S.</i> Increase of an overall performance aeration tank with the help of suspended and fixed biocenose.....	123
<i>Rossinskyi V.M., Sablii L.A.</i> Phosphorus removal from urban wastewater containing synthetic detergents.....	131
<i>Trohymenko G.G., Trus I.M., Gomelya M.D.</i> The protection of reservoirs from plant accidental pollution by copper ions.....	138
HYDRAULICS AND HYDROTECHNICS.....	148
<i>Kopanytsya Y.D.</i> The calculation of hydrostatic pressure on the flat segment by the method of three commands K123.....	148
<i>Kravchuk A.M., Kravchuk O.Y.</i> Kinematic characteristics analysis of collecting perforated pipelines.....	152
<i>Kril S.I., Berman V.P.</i> On the method of hydraulic calculation of traditional hydraulic transport that pumped heavy bulk materials.....	160

М. Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

В. М. ГРАБІТЧЕНКО, аспірант

В. В. РИСУХІН, кандидат технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

ІОНООБМІННА СТАБІЛІЗАЦІЙНА ОБРОБКА МІНЕРАЛІЗОВАНИХ ВОД ПЕРЕД ЇХ ЗВОРОТНЬООСМОТИЧНИМ ОПРІСНЕННЯМ

Досліджено процеси іонообмінного пом'якшення високомінералізованих вод на сильнокислотному катіоніті КУ-2-8. Встановлено, що ефективність вилучення іонів кальцію вища від ефективності сорбції магнію. Показано, що регенерацію іонітів від сорбованих іонів жорсткості можна реалізувати за рахунок концентратів, які утворюються при опрісненні води на зворотньоосмотичних фільтрах.

Ключові слова: знесолення води, катіоніт, пом'якшення води, регенерація іоніту, зворотній осмос, концентрат.

Исследованы процессы ионообменного умягчения высокоминерализованных вод на сильнокислотном катионите КУ-2-8. Установлено, что эффективность извлечения ионов кальция выше, чем эффективность сорбции магния. Показано, что регенерация ионитов от сорбированных ионов жесткости можно проводить за счет концентратов, которые образуются при опреснении воды на обратноосмотических фильтрах.

Ключевые слова: обессоливание воды, катионит, умягчение воды, регенерация ионита, обратный осмос, концентрат

The processes of high-salinity water softening on strong-acid cation-exchange resin KY-2-8 are investigated. It was established that the efficiency of calcium removal is higher than the efficiency of magnesium sorption. It is shown that for regeneration of ion exchange resins can be used concentrates which produced during water desalination processes on reverse osmosis filters.

Keywords: water desalination, cation resin, water mitigation, ion-exchange resin regeneration, reverse osmosis, concentrate.

Постановка проблеми. Через забрудненість природних водойм – джерел водопостачання, недостатню ефективність існуючих технологій водопідготовки, незадовільний стан багатьох водопроводів понад 20% населення України споживає неякісну питну воду. В більшості випадків складною проблемою водопідготовки є знесолення вод із підвищеним рівнем мінералізації та високим рівнем жорсткості води. Слід відмітити, що на

значній частині території України поверхневі водойми та артезіанські води характеризуються підвищеною та високою мінералізацією. Це стосується Донбасу, Приазов'я, Причорномор'я, ряду районів центру України. В ряді випадків, враховуючи забрудненість водойм із прісною водою, затратність транспортування води на великі відстані, доцільним є використання морської води. Часто для опріснення мінералізованих вод, включаючи і морської води, використовують зворотньоосмотичні фільтри, які характеризуються відносно невисокими енергозатратами при високій ефективності очищення води. В разі використання морської води легко вирішується головна проблема зворотнього осмосу – утилізація концентратів. В даному випадку їх можна скидати у море, так як за своїм складом вони мало відрізняються від морської води. Складнішою є проблема стабілізаційної обробки води перед зворотньоосмотичною установкою. Без стабілізаційної обробки води мембрани швидко втрачають свої фільтрувальні властивості. Часті заміни мембран недопустимі через їх надвисоку вартість. Застосування антискалантів небажане через додаткове забруднення концентратів, що ускладнює їх утилізацію. Тому стабілізаційна обробка води перед її знесоленням на зворотньоосмотичних фільтрах без використання хімічних добавок є актуальною проблемою.

Аналіз літературних досліджень і публікацій. Ефективність нанофільтраційного та зворотньоосмотичного опріснення води в значній мірі залежить від попередньої підготовки води [1, 433; 2, 200]. Крім ефективного механічного очищення води до концентрації по завислих речовинах на рівні $0,1...0,2 \text{ мг/дм}^3$, кольоровості 10 град. ПКШ, необхідно запобігти відкладенню на поверхні мембрани карбонату кальцію, а інколи і сульфату кальцію, що цілком можливо, якщо врахувати, що вміст сульфатів у морській воді досягає $15...35 \text{ мг-екв/дм}^3$, а жорсткість складає $44...60 \text{ мг-екв/дм}^3$.

Найпростішим способом стабілізації води щодо осадковідкладень є використання антискалантів [3, 10]. Проте, якщо врахувати, що при опрісненні морської води 30...50% води скидається у вигляді концентрату, то при високій ціні на стабілізатори накопуютвення їх застосування здорожчує процес водопідготовки. Крім того виникають проблеми щодо скиду у море концентрату, який забруднений додатковими органічними домішками.

Проблему стабілізації води можна вирішити як за рахунок реагентного так й іонообмінного пом'якшення води [4, 544-550; 5, 45-47; 6, 129-130], а також шляхом її декарбонізації [7, 18; 8, 139; 9, 88-90]. Проте в разі реагентного та іонообмінного пом'якшення води часто спостерігається підвищення рН середовища, інколи вище допустимих рівнів [4, 545; 10, 147].

Очевидно, що вирішити проблему стабілізаційної обробки води лише за рахунок її декарбонізації в разі морської води неможливо, тому що при високих концентраціях іонів кальцію та сульфатів можливі відкладення гіпсу на мембрані. Кращим варіантом є натрій-катіонне пом'якшення води, що забезпечує ефективне видалення іонів жорсткості [6, 128]. Проте відомо, що при високих концентраціях солей, застосування іонного обміну недоцільне через низьку ефективність процесу. Крім того застосування іонного обміну

передбачає обов'язкове проведення регенерації іоніту та утилізацію відпрацьованих елюатів, що значно ускладнює технологію знесолення води.

Мета та задачі дослідження. Будь-яке ускладнення технології призводить до її подорожчання як на стадії будівництва, так і на стадії експлуатації. Крім того відомо, що іоніти можуть сорбувати іони солей в певному діапазоні концентрацій. На сьогодні практично не вивчено процеси натрій-катіонного вилучення іонів жорсткості з морської води. Це пов'язано з тим, що при концентраціях хлористого натрію на рівні 5 – 10% відбувається десорбція іонів жорсткості із сильнокислотних катіонітів. Тому при концентрації солей у морській воді, яка може досягати 3,5% розраховувати на високу ефективність сорбції іонів кальцію і магнію не доводиться. Але слід врахувати, що мінералізація води в Азовському морі досягає всього 10...15 г/дм³ (1,0...1,5%, середня $\approx$ 12 г/дм³) в Чорному морі 17...23 г/дм³ (1,7...2,3%, середня $\approx$ 20 г/дм³). Вміст іонів жорсткості сягає всього 50...55 мг/дм³. Тому цілком можливо досягти достатньої ефективності пом'якшення води іонним обміном. Якщо врахувати, що концентрати зворотнього осмосу можна використовувати для регенерації іоніту, то даний напрямок досліджень є перспективним для створення технології стабілізаційної обробки води.

Метою роботи було вивчення процесів сорбції іонів жорсткості із модельних розчинів, близьких за іонним складом до морської води, визначення ефективності регенерації іоніту в залежності від концентрації та питомої витрати регенераційних розчинів, розробка технології знесолення морської води.

Для досягнення мети були поставлені наступні завдання:

- вивчення процесів натрій-катіонного пом'якшення високомінералізованих вод на сильнокислотному катіоніті;
- встановлення залежності ефективності регенерації катіоніту в кальцій-, магній- формі від складу, концентрації та питомої витрати регенераційного розчину;
- вибір принципової схеми знесолення води.

Методи та результати досліджень. В процесах іонообмінного пом'якшення води використовували сильнокислотний катіоніт в Na⁺ формі. В сольову форму катіоніт переводили 1%-м розчином гідроксиду натрію. Процес пом'якшення води проводили при фільтруванні модельних розчинів, близьких за складом до морської води, через шар катіоніту КУ-2-8 в Na⁺ формі об'ємом 20 см³, який знаходився в колонці діаметром 19 мм. Витрата розчинів при сорбції 10 – 12 см³/хв, при регенерації 1 – 2 см³/хв. У відібраних пробах об'ємом 200 см³ (при сорбції) та 20 см³ (при регенерації) визначали загальну жорсткість, рН, лужність, а також концентрацію кальцію та магнію.

При сорбції використовували два модельних розчини М1 та М2. М1 – близький за іонним складом до води в Азовському морі, М2 – до води в Чорному морі. Склад розчину М1: Ж_{поч} = 50 мг-екв/дм³, Л_{поч} = 5,8 мг-екв/дм³, C(Ca²⁺) = 22 мг-екв/дм³, C(Mg²⁺) = 28 мг-екв/дм³, C(Cl⁻) = 192 мг-екв/дм³, C(SO₄²⁻) = 28 мг-екв/дм³, рН = 8,00.

Склад розчину M2: $J_{\text{поч}} = 56$ мг-екв/дм³, $L_{\text{поч}} = 4,0$ мг-екв/дм³, $C(\text{Ca}^{2+}) = 24$ мг-екв/дм³, $C(\text{Mg}^{2+}) = 32$ мг-екв/дм³, $C(\text{Cl}^-) = 300$ мг-екв/дм³, $C(\text{SO}_4^{2-}) = 33$ мг-екв/дм³, pH = 8,00.

Для регенерації використовували розчини, близькі за складом до концентратів, що утворюються при знесоленні пом'якшеної морської води на зворотньоосмотичній установці. Загальний солевміст в регенераційних розчинах сягав 2,5...15,0%.

Як видно з рис. 1 при фільтруванні модельного розчину близького за складом до води Азовського моря ємність іоніту по іонах кальцію досягла 1045 мг-екв/дм³, по іонам магнію 699 мг-екв/дм³, сумарна – 1744 мг-екв/дм³. Це досить добрий результат. Якщо врахувати, що відкладання відбуваються в основному за рахунок солей кальцію, то із приведених даних видно, що на 20 см³ іоніту можна пом'якшити 1 дм³ води до значень жорсткості 1,7...2,0 мг-екв/дм³. Така вода цілком стабільна до осадоутворень.

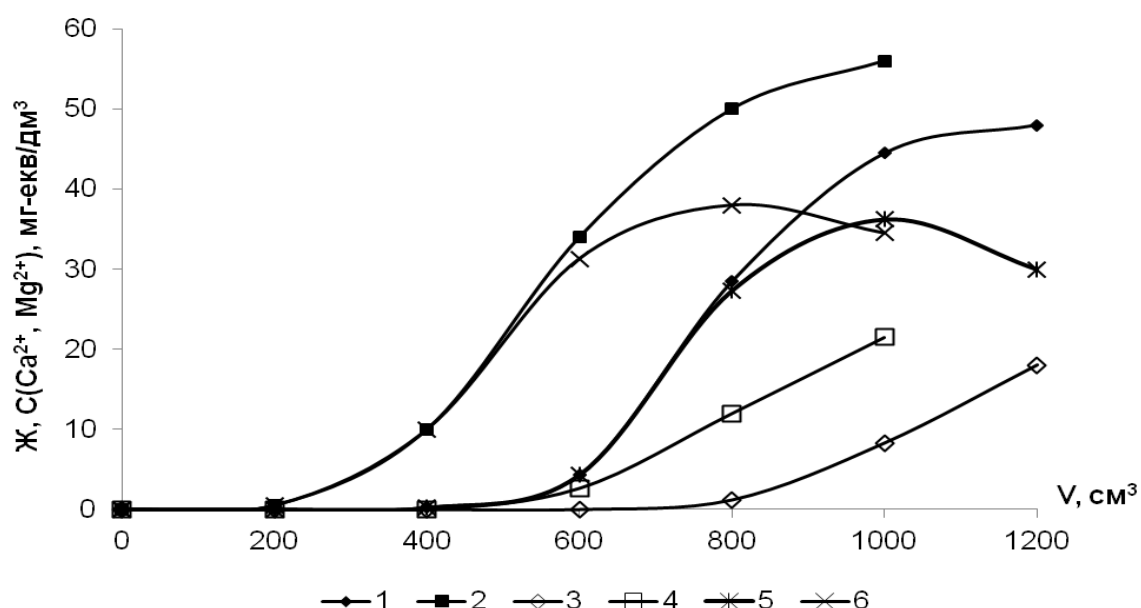


Рис. 1. Залежність жорсткості (1; 2), концентрації іонів кальцію (3; 4) та магнію (5; 6) від пропущеного об'єму модельного розчину M1 (1; 3; 5) та M2 (2; 4; 6) через катіоніт КУ-2-8 в Na⁺ формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДЕ₁ = 1744 мг-екв/дм³, ПОДЕ₂ = 1295 мг-екв/дм³, ПОДЕ₃ = 1045 мг-екв/дм³, ПОДЕ₄ = 838 мг-екв/дм³, ПОДЕ₅ = 699 мг-екв/дм³, ПОДЕ₆ = 457 мг-екв/дм³)

Для регенерації іоніту і переведення його в Na⁺ форму використовували розчини, які містять хлорид та сульфат натрію в співвідношеннях таких же як і в морській воді. Із рис. 2 видно, що при сумарній концентрації солей ≈ 10 та 15% досягнуто практично повної десорбції як іонів кальцію так і загалом іонів жорсткості при витраті регенераційного розчину 240 см³ на 20 см³ іоніту. Тобто питома витрата регенераційного розчину (q_n) складала 12 см³/см³. Слід відмітити, що ступеню десорбції по кальцію досягнуто при $q_n = 5$ см³/см³, а по іонах жорсткості загалом при $q_n = 6$ см³/см³.

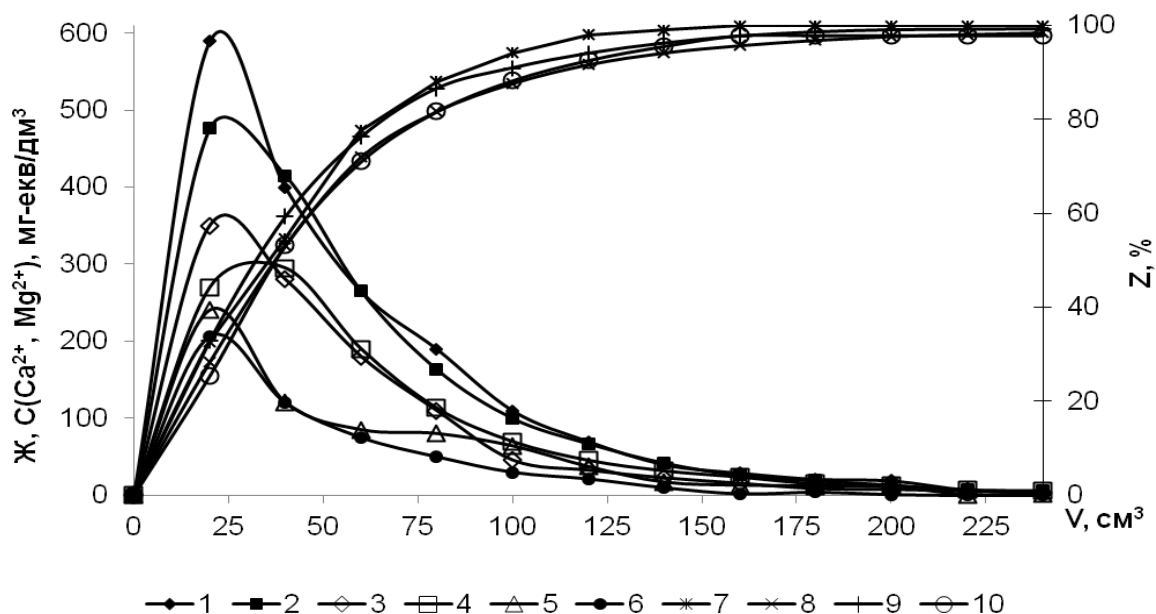


Рис. 2. Залежність жорсткості (1; 2) концентрації іонів кальцію (3; 4) та магнію (5; 6), ступеню десорбції іонів жорсткості (7; 8) та іонів кальцію (9, 10) від пропущеного об'єму регенераційного розчину ($C(\text{NaCl}) = 134550 \text{ мг/дм}^3$; $C(\text{Na}_2\text{SO}_4) = 18933 \text{ мг/дм}^3$) (1; 3; 5; 7; 9) та розчину ($C(\text{NaCl}) = 90675 \text{ мг/дм}^3$; $C(\text{Na}_2\text{SO}_4) = 13075 \text{ мг/дм}^3$) (2; 4; 6; 8; 10)

Дещо нижча ефективність регенерації іоніту була при використанні регенераційних розчинів із сумарною концентрацією хлориду та сульфату натрію $\approx 30\ldots 50 \text{ г/дм}^3$ (рис. 3). В даному випадку повної десорбції іонів жорсткості досягнуто при питомій витраті регенераційного розчину $q_n = 20 \text{ см}^3/\text{см}^3$ при концентрації солей 5%. При 4%-й концентрації регенераційного розчину ступінь десорбції при тій же витраті розчину сягав 95% по сумарній кількості іонів жорсткості, 100% по іонах магнію та 90% по іонах кальцію. При використанні 3%-го розчину ступінь десорбції іонів жорсткості при $q_n = 20 \text{ см}^3/\text{см}^3$ досяг лише 63%.

В разі регенерації катіоніту розчином із сумарним вмістом хлориду та сульфату 25 г/дм^3 (рис. 4) ступінь десорбції іонів магнію при $q_n = 20 \text{ см}^3/\text{см}^3$ досяг 69,5%, по іонах кальцію 44,3%, в цілому по іонах жорсткості – 63,6%.

Очевидно, що при загальному солевмісті 25 г/дм^3 сподіватися на ефективне вилучення іонів жорсткості на катіоніті в Na^+ формі не доводиться. Проте, при використанні модельного розчину М2, із складом близьким до складу води Чорного моря, рівень мінералізації якої перевищував 20 г/дм^3 було отримані задовільні результати (рис. 1, криві 2; 4; 6). Ступінь вилучення кальцію в оброблених 800 см^3 складав 85% при залишковому вмісті кальцію у воді $3,67 \text{ мг-екв/дм}^3$. Обмінна динамічна ємність по кальцію досягла 838 мг-екв/дм^3 , по магнію 457 мг-екв/дм^3 при сумарній ємності по іонах жорсткості 1295 мг-екв/дм^3 .

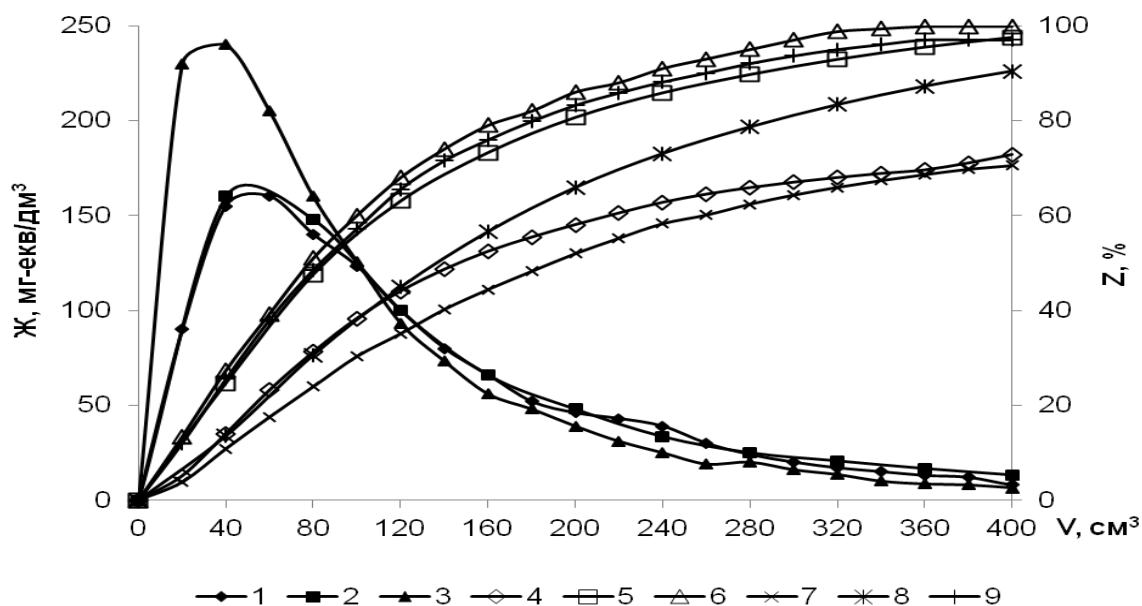


Рис. 3 Залежність вихідної жорсткості регенераційного розчину (1;2;3), ступеню десорбції іонів жорсткості (4;5;6) та ступеню десорбції іонів кальцію (7; 8; 9) від пропущеного об'єму при складі розчину: $C(\text{NaCl}) = 25593 \text{ мг/дм}^3$, $C(\text{Na}_2\text{SO}_4) = 3919 \text{ мг/дм}^3$ (1; 4; 7); $C(\text{NaCl}) = 33701 \text{ мг/дм}^3$, $C(\text{Na}_2\text{SO}_4) = 5964 \text{ мг/дм}^3$ (2; 5; 8); $C(\text{NaCl}) = 43412 \text{ мг/дм}^3$, $C(\text{Na}_2\text{SO}_4) = 6588 \text{ мг/дм}^3$ (3; 6; 9)

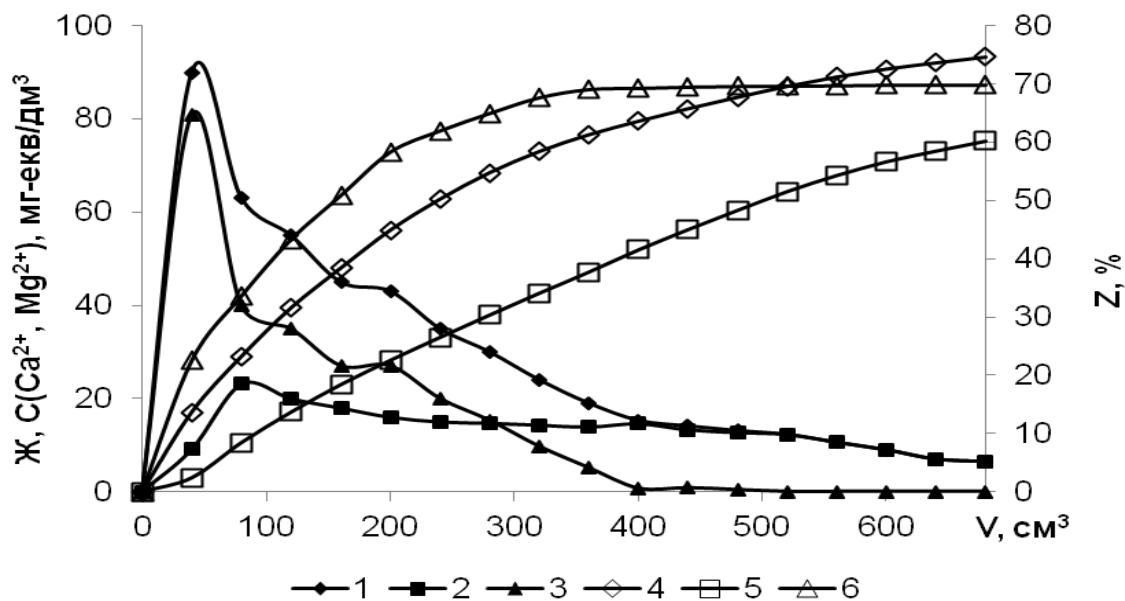


Рис. 4. Залежність вихідної жорсткості регенераційного розчину (1), концентрації іонів кальцію (2) та магнію (3) та ступеню десорбції іонів жорсткості (4), кальцію (5) та магнію (6) з катіоніту КУ-2-8 від пропущеного об'єму розчину $C(\text{NaCl}) = 22107 \text{ мг/дм}^3$, $C(\text{Na}_2\text{SO}_4) = 2893 \text{ мг/дм}^3$

Аналіз отриманих результатів. Із приведених результатів видно, що до рівня мінералізації води 20000 мг/дм^3 при жорсткості $\approx 50 \dots 60 \text{ мг-екв/дм}^3$ цілком можливо застосовувати натрій-катіонування для стабілізаційної обробки води перед мембранним знесоленням. При її мінералізації вище

25000 мг/дм³ вже переважатимуть процеси десорбції іонів жорсткості із катіоніту з переведенням його в Na⁺ форму.

В даному випадку цікавим є той факт, що опріснення води на зворотньоосмотичних мембранних фільтрах проходить ефективно при помірних енергозатратах і робочих тисках при відборі концентратів із рівнем мінералізації ≈ 50000 мг/дм³. Як видно із рис. 3 при такому рівні солевмісту в регенераційному розчині досягнуто повної регенерації катіоніту при питомій витраті розчину $q_n = 20$ см³/см³.

Цікаво відмітити, що при ступені відбору перміату 75% із розчину М1, близького за складом до води Азовського моря, можна отримати концентрат із вмістом солей $\approx 4\%$. Як видно із рис. 3 (криві 2; 5; 8) при використанні такого розчину відбувається практично повна десорбція іонів жорсткості з іоніту. Якщо врахувати, що при пропусканні через 1 м³ іоніту розчину М1 можна отримати 60 м³ пом'якшеної води з жорсткістю $\approx 4,2$ мг-екв/дм³, а при відборі 40 м³ перміату можна отримати 20 м³ концентрату, якого цілком достатньо для регенерації катіоніту. Для скорочення об'ємів регенераційних розчинів їх склад можна коригувати при незначному додаванні хлориду натрію.

В цілому, отримані результати можна використати в технології знесолення морської води при використанні отриманих концентратів для регенерації катіонообмінних фільтрів. Принципову технологічну схему знесолення води приведено на рис. 5.

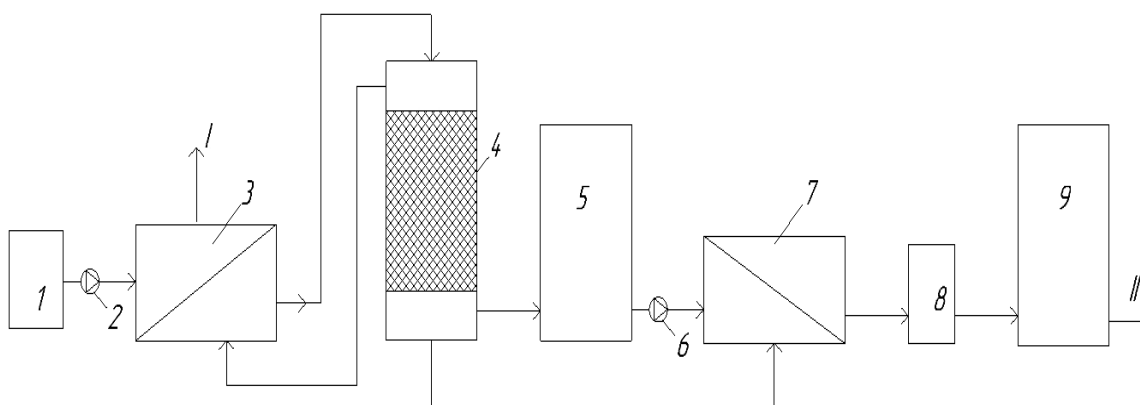


Рис. 5. Принципова технологічна схема зворотньоосмотичного знесолення води при натрій-катіонному пом'якшенні на стадії попередньої обробки:

1 – водозабірна споруда; 2, 6 – насоси; 3 – ультрафільтраційна установка; 4 – іонообмінні фільтри; 5 – резервуар пом'якшеної води; 7 – блок зворотньоосмотичних фільтрів; 8 – камера озонування; 9 – резервуар чистої води. I – скид концентрату; II – подача води до споживача.

Як видно з рис. 5 морську воду спочатку пропускають через ультрафільтраційну установку (3) для очищення води від механічних домішок. Освітлена вода пом'якшується на катіонообмінних фільтрах (4) і подається насосами (6) на зворотньоосмотичні фільтри (7).

Фільтрат після озонування збирається в резервуарі чистої води і направляється до споживача. Концентрат перед скидом використовується для регенерації катіонообмінних фільтрів та промивки ультрафільтраційних установок.

Висновки. В результаті проведених досліджень по стабілізаційній обробці води при зворотньоосмотичному опрісненні було:

- показано, що води з мінералізацією до 20 г/дм^3 , які містять хлористий натрій та сульфат натрію, а також іони жорсткості та гідрокарбонати можна ефективно пом'якшувати на натрій-катіонному фільтрі (катіоніт КУ-2-8) при обмінній динамічній ємності іоніту по даних іонах $1300 \dots 1700 \text{ мг-екв/дм}^3$;

- встановлено, що розчини хлориду та сульфату натрію забезпечують ефективну регенерацію катіоніту в кальцій-магнієвій формі при сумарній концентрації солей $4 \dots 15\%$ за питомої витрати розчину від 5 до $20 \text{ см}^3/\text{см}^3$;

- запропоновано технологічну схему опріснення морської води з мінералізацією до 20 г/дм^3 в якій стабілізаційна обробка води здійснюється методом натрій-катіонування. Регенерація іонообмінних фільтрів здійснюється концентратом, який утворюється при проведенні зворотньоосмотичного опріснення.

В подальшому для вдосконалення розробленої технології стабілізаційної обробки води перед подачею на зворотньоосмотичні фільтри будуть проведені дослідження по визначенню оптимальних режимів регенерації катіонних фільтрів для зменшення об'ємів катіоніту, що використовується при обробці води.

Для вод з мінералізацією до 5 г/дм^3 будуть вивчені процеси декарбонізації води або вилучення з неї сульфатів.

Список літератури

1. *Щербатюк М.О.* Обессоливание минерализованных шахтных вод в помощью обратноосмотического метода / М. О. Щербатюк, В. Т. Львов, А. И. Сердюк // Природничі науки. – 2009. – № 1. – С. 430-435.

2. *Трус І.М.* Вплив попереднього механічного доочищення води на ефективність зворотньоосмотичного опріснення води / І.М. Трус, М.Д. Гомеля, В.М. Радовенчик // Вісник Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля.– 2013. – № 9 (198) Ч.2. – С. 197-202.

3. *Башкинский Е.В.* Применение комплексонов для стабилизации воды / Е. В. Башкинский, В. А. Дегтярев, В. Б. Куропятник // Охрана водоемов и атмосферы от вредных выбросов предприятий черной металлургии: Тем. сб. науч. тр. – М.: Металлургия. – 1987. – С. 9-11.

4. *Макаренко И.Н.* Применение гидроксоалюмината натрия при кондиционировании воды для систем охлаждения в промышленности и энергетике / И.Н. Макаренко, Т.А. Шаблій, Т.В. Крысенко // Химия и технология воды. – 2009. – Т. 31, № 5. – С. 542-551.

5. *Шаблій Т.О.* Розроблення нових реагентів для глибокого пом'якшення води високої жорсткості для теплообмінних водоциркуляційних систем / Т.О. Шаблій, О.В. Голтвяницька, М.Д. Гомеля // Вісник НТУУ «КПІ». Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2009. – № 2. – С. 44-48.

6. *Талхи Ф. М.* Дослідження методів попередньої підготовки води з високою жорсткістю для мембранного кондиціонування / Ф. М. Талхи, Н. В. Макаров, І. М. Астрелін, Н. М. Толстопалова // Вісник нац. техн. ун-ту України «Київськ. пол. інститут». – 2008. – № 4. – С. 127-131.

7. *Макаренко І.М.* Застосування слабокислотного катіоніту Dowex MAC-3 для стабілізаційної обробки води / І.М. Макаренко, О.В. Глушко, В.В. Рисухін, В.П. Малін // Восточно-европейский журнал передовых технологий. – 2011. – № 3/6 (57). – С. 16-20.

8. *Рисухін В.В.* Вплив концентрації розчинів сірчаної кислоти, форми катіоніту Dowex MAC-3 на ефективність його регенерації / В.В. Рисухін, О.В. Глушко, І.М. Макаренко // Вісник НТУ «ХПІ». – 2012. – № 34. – С. 137-145.

9. *Боженко А.М.* Выбор смеси ионитов для эффективного умягчения и обезжелезивания воды / А.М. Боженко, И.Н. Гомеля, Ю.А. Омельчук // Збірник наукових праць СНУАЕтаП. – 2007. – вип. 4(24). – С. 144-149.

10. *Голтвяницкая Е.В.* Оценка эффективности использования слабокислотного катионита Dowex MAC-3 в катионном умягчении воды / Е.В. Голтвяницкая, Т.А. Шаблій, Н.Д. Гомеля, С.С. Ставская // Вісник НТУУ «КПІ». Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2011. – № 2 (8). – С. 87-92.

Надійшло до редакції 28.04.2016

УДК 628.16

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук

Харьковский национальный университет строительства и архитектуры

В.А. ЯРКИН

Коммунальное предприятие «Харьковводоканал».

ОСОБЕННОСТИ СМЕШЕНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД НА СТАНЦИЯХ ПОДГОТОВКИ ВОДЫ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Наведено особливості змішування природних вод з реагентами. Розглянуто типи змішувачів і їх недоліки. Запропоновано метод підвищення ефективності змішування природної води з реагентом.

Ключові слова: водопостачання, природна вода, реагент, змішування, ефективність, очищення, метод.

Приведены особенности смешения природных вод с реагентами. Рассмотрены типы смесителей и их недостатки. Предложен метод повышения эффективности смешения природной воды с реагентом.

Ключевые слова: водоснабжение, природная вода, реагент, смешение, эффективность, очистка, метод.

Presents a peculiarities of natural water mixing with reagents. Are considered the types of mixers and their shortcomings. Present a method for improving the efficiency of mixing of the natural water with the reagent.

Keywords: water supply natural water, reagent, mixing, efficiency, purification method.

В настоящее время для очистки воды поверхностных источников водоснабжения от грубодисперсных, коллоидных и других загрязнений наибольшее распространение получила физико-химическая технология, в которой процессы отстаивания и фильтрования являются важными элементами систем водоснабжения при подготовке воды хозяйственно-питьевого назначения [1, 245; 2, 19; 3, 54; 4, 295].

Питьевая вода должна быть безопасна в эпидемическом и радиационном отношении, безвредна по химическому составу и иметь удовлетворительные органолептические свойства. Все это определяет необходимость внедрения новых технологий очистки поверхностных вод (реагентных, сорбционных, мембранных и др.), которые позволяют очистить воду от различных загрязнений, но их применение повышает стоимость очистки и не всегда целесообразно [5, 65; 6, 20; 7, 28].

Ухудшение качества природных вод и снижение эффективности работы традиционных очистных сооружений и производственных мощностей, с одной стороны, возрастание требований к качеству питьевой воды, подаваемой потребителям, с другой, привело к несоответствию санитарно-эпидемиологической надежности старых технологий водоочистки централизованных систем питьевого водоснабжения согласно ГСанПиНа Украины [8, 6].

Наиболее сложная ситуация в процессе эксплуатации водопроводных станций складывается в периоды паводков и залповых аварийных выбросов, когда при относительно стабильных уровнях примесей естественного характера, прогнозируемых по многолетним наблюдениям, зачастую фиксируются достаточно высокие (пиковые) концентрации токсичных примесей антропогенного происхождения [3, 270; 5, 66; 9, 379].

В практике водоподготовки наиболее распространенным методом очистки воды от грубодисперсных и коллоидных загрязнений является метод обработки воды коагулянтами, который требует поиска путей для его совершенствованию, а именно повышение скорости формирования и выпадения коагулированной взвеси в осадок. Недостатком данного метода является большой расход реагентов при неблагоприятных условиях

коагуляции: недостаточная щелочность, высокая цветность и низкая температура осветляемой воды в осенне-зимний период.

Анализ существующих методов улучшения физико-химических условий коагуляции примесей природных вод показывает, что очень актуальной является разработка новых, более эффективных по капитальным и эксплуатационным затратам методов, интенсифицирующих процессы коагуляции [5, 80; 6, 106; 9, 385; 10, 86].

Целью данной работы является повышение эффективности смешения природной воды с реагентом на станции водоподготовки.

Процесс коагуляция взвешенных и коллоидных примесей может быть осуществлен как самостоятельная ступень в технологической схеме обработки воды, предшествующая осаждению и фильтрованию. Он может также сочетаться с процессом осаждения или фильтрования. При этом очень важным условием повышения эффективности и глубины протекания процессов коагуляции и осветления воды является обеспечение быстрого и интенсивного смешения реагентов с водой в смесителе, а также дальнейшее равномерное медленное перемешивание в камере хлопьеобразования для формирования большого количества крупных, плотных и быстро оседающих хлопьев [11, 41; 12, 2].

Перемешивание с реагентами должно закончиться до того, как начнется образование хлопьев во всей массе воды. Обычно продолжительность пребывания воды в смесителях не должна превышать 1-2 мин.

Смесители, которые используют на отечественных и зарубежных водоочистных станциях, могут быть разделены на следующие две группы [2, 43; 3, 208; 4, 324; 7, 31; 11, 44].

1. Гидравлические, в которых смешение реагентов с водой достигается за счет энергии потока воды, расходуемой на повышение его турбулентности (образование вихрей): смешение в трубе или в трубе с диафрагмами, в перегородочных, дырчатых, вихревых смесителях.

Недостатком смесителей гидравлического типа является неравномерность распределения реагента по сечению смесителя, невозможность регулирования интенсивности смешения, использование, как правило, только одного реагента.

2. Механические, в которых турбулентность потока усиливается мешалками различных типов, приводимых в действие внешними источниками энергии: смешение в центробежном насосе, смешение пропеллерными и лопастными мешалками.

Основным недостатком механических смесителей является необходимость дополнительных затрат энергии, что в масштабах крупных водоочистных станций выливается в значительное увеличение эксплуатационных расходов на водоподготовку. Кроме того, все вращающиеся части, которые находятся в агрессивной среде требуют дополнительных эксплуатационных затрат.

Исходя из вышесказанного, с целью усовершенствования работы смесителей в комплексе очистных сооружений систем водоснабжения, необходимо выполнить работы по регулированию интенсивности смешения и повышения его эффективности. Это позволит уменьшить «мертвые зоны», которые не принимают участие в процессе смешения и осуществить использования нескольких реагентов в процессе смешения, что в свою очередь позволит увеличить их эффективность, повысить производительность очистных сооружений, улучшить качество и снизить себестоимость очищенной воды.

На водопроводных очистных сооружениях большой производительности находят применение перегородчатые смесители коридорного типа с горизонтальным движением воды с поворотами на 180° , число поворотов 8-10 [2, 46; 3. 214; 11, 44].

Исследования в натурных условиях работы смесителей представляют определенные трудности так, как на станциях очистки воды должно находиться не менее двух смесителей, а резервных смесителей не предусматривается [11, 44], что очень затрудняет условия проведения исследований и эксплуатации. Поэтому, следует проводить исследования работы смесителя в лабораторных условиях на моделях.

Лабораторное моделирование смесителей позволит выработать ряд практических предложений по модернизации существующих смесителей на действующих водоочистных станциях, а также методики интенсификации процесса смешения природной воды с реагентами.

Интенсификация процесса коагуляции заключается в выборе необходимой скорости формирования хлопьев и степени отделения взвеси в объеме обрабатываемой воды, что в конечном итоге играет решающую роль для повышения эффективности осветления воды [7, 32; 13, 177].

При проведении лабораторных исследований, поставлена задача, подавать различные реагенты в разные места смесителя, регулировать интенсивность смешения и уменьшения «мертвых зон», которые не принимают участие в процессе.

Изменение набора и точек введения реагентов также может существенно улучшить качество очистки питьевой воды. Например, иногда целесообразна корректировка pH изменением точки введения подщелачиваемого реагента. В ряде случаев введение щелочи после коагулянта обеспечивает более глубокое обесцвечивание воды, меньшую концентрацию остаточного алюминия, экономию коагулянта. Также введение щелочи после смесителя и перед фильтрами улучшает выделение гумусовых веществ на первой ступени очистки при низких pH и способствует снижению остаточного алюминия на стадии фильтрования.

Повышение эффективности смешения природной воды с реагентом будет осуществляться за счет того, что в каналах смесителя перегородчатого типа перпендикулярно перегородкам располагаются съемные щелевые перегородки, в которых щели устраиваются перпендикулярно или параллельно плоскости днища канала, а также съемные рассредоточенные

трубчатые щелевые или дырчатые системы подачи реагентов, щели или ряды отверстий в которых расположены перпендикулярно щелям перегородки. Перпендикулярное расположение отверстий или щелей системы подачи реагента и щелей перегородки повышает эффект смешения. При этом количество щелевых перегородок и расстояния между ними для каждого реагента зависит от физико-химических показателей качества исходной воды и типа реагента.

В результате проведенных исследований разработана конструкция перегородчатого смесителя, которая схематично представлена на рис.1.

Приведенная конструкция смесителя перегородчатого типа, позволяет регулировать интенсивность смешения, повысить его эффективность, подавать различные реагенты в разные места смесителя, а также уменьшить «мертвые зоны», которые не принимают участие в процессе смешения. Таким образом, данное решение позволит повысить эффективность смешения и очистки на станциях подготовки питьевой воды.

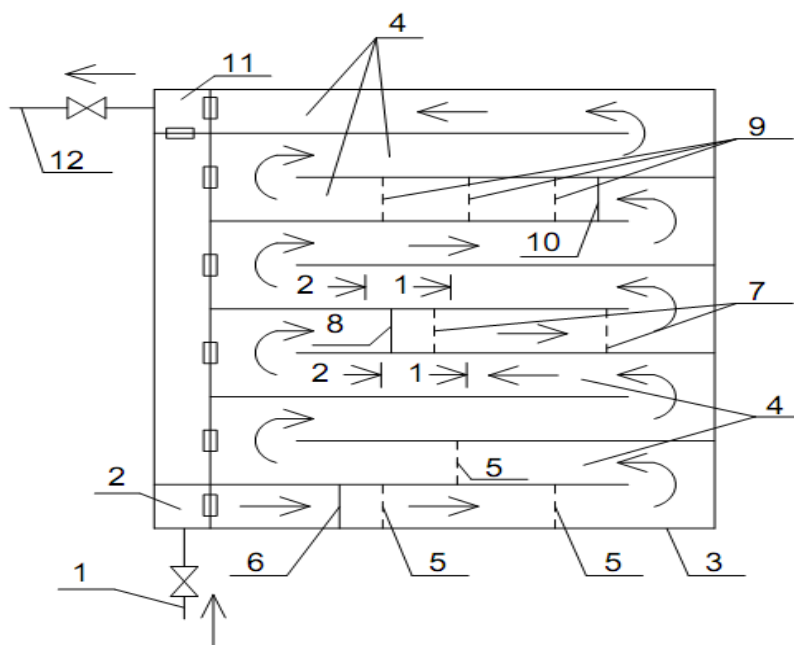


Рис.1. Конструкция перегородчатого смесителя:

1 – трубопровод подачи исходной воды; **2** – распределительная камера; **3** – корпус перегородчатого смесителя; **4** – каналы перегородчатого смесителя; **5** – щелевые перегородки (например, с горизонтальным расположением щелей); **6** – рассредоточенная система подачи первого реагента (например хлорсодержащие реагента) с вертикальным расположением его подачи; **7** – щелевые перегородки (например с вертикальным расположением щелей); **8** – рассредоточенная система подачи второго реагента (например коагулянта) с горизонтальным расположением его подачи; **9** – щелевые перегородки (например, с вертикальным расположением щелей); **10** – рассредоточенная система подачи третьего реагента (например, флокулянта) с горизонтальным расположением его подачи; **11** – сборная камера; **12** – трубопровод отвода исходной воды смешанной с реагентами

Список литературы

1. *Абрамов Н.Н.* Водоснабжение: Учебник для вузов. – 3-е изд. перераб. и доп. / Н.Н. Абрамов. – М.: Стройиздат, 1982. – 440 с.
2. *Епоян С.М.* Водопостачання та очистка природних вод: Навчальний посібник / [С.М. Епоян, В.Д. Колотило, О.Г. Друшляк та ін.]. – Харків: Фактор, 2010. – 192 с.
3. *Журба М.Г.* Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений: в 3т. Т2. Очистка и кондиционирование природных вод. – Изд. 3-е, перераб. и доп.: Учебное пособие / [М.Г. Журба, Л.И.Соколов, Ж.М.Говорова]. – М.: Изд. АСВ, 2010.– 532 с.
4. *Тугай А.М.* Водопостачання: Підручник / А.М. Тугай, В.О.Орлов. – К.: Знання, 2009.– 735 с.
5. *Мякишев В.А.* Модернизация коммунальных систем водоснабжения и водоотведения / В.А. Мякишев.– Симферополь: НАПКС, 2005.– 200 с.
6. *Повышение* эффективности работы сооружений при очистке питьевой воды: монография / С. М. Эпоян, Г. И. Благодарная, С.С. Душкин, В.А. Сташук; Харьк. нац. акад. гор. хоз-ва. – Х. :ХНАГХ, 2013. – 190 с.
7. *Реконструкція і інтенсифікація споруд водопостачання та водовідведення:* Навчальний посібник / [О.А.Василенко, П.О.Грабовський, Г.М.Ларкіна, О.В.Поліщук, В.Й.Прогульний]. – К.: ІВНВКП “Укреліотех”, 2010. – 272с.
8. *Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною:* ДСанПіН 2.2.4-171-10: затв. Міністерством охорони здоров'я України наказ №400 від 12.05.2010; чинний з 01.06.2010.
9. *Хоружий П.Д.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання / П.Д. Хоружий, Т.П. Хомутецька, В.П. Хоружий. – К.: Аграрна наука, 2008. – 534 с.
10. *Епоян С.М.* Фізико-хімічні методи обробки природних вод: Навчальний посібник / [С.М. Епоян, Р.І. Назарова, О.М. Коновалов та ін.]. – Х.: Видавництво «Точка», 2010. – 262 с.
11. *ДБН В.2.5-74:2013.* Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – К: Мінрегіон України, 2013. – 172 с.
12. *Деклараційний патент* на винахід №53935 А Україна ІА 7 С02F 1/00/ Спосіб змішування реагентів у змішувачах і камерах утворення пластівців водоочисних споруд / Токар І.Я. (Україна). – № 2002032222; Заявлено 20.03.2002; Опубліковано17.02.2003, Бюлетень №2. - 4 с.
13. *Бабенков Е.Д.* Очистка воды коагулянтами/ Е.Д. Бабенков, – М.: Наука, 1977. – 356 с.

Надійшло до редакції 14.04.2016

С.В. ЖАРТОВСЬКИЙ, кандидат технічних наук

О.О. СІЗІКОВ, кандидат технічних наук

Т.Ю. НИЖНИК, кандидат технічних наук

Я.В. БАЛЛО,

Українського науково-дослідного інституту цивільного захисту ДСНС України

В.П. БАЛЛО

Київський національний університет будівництва і архітектури

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ ЦІЛЬОВИХ ДОБАВОК У СКЛАДІ ВОДНИХ ВОГНЕГАСНИХ РЕЧОВИН НА ВТРАТУ НАПОРУ У ТРУБОПРОВОДІ

Приведено результати досліджень щодо впливу цільових добавок у воді на основі рідкого натрієвого скла та карбонату калію на гідравлічні втрати у сталевому трубопроводі з різними параметрами шорсткості.

Ключові слова: водна вогнегасна рідина, втрати напору, протипожежний водопровід, шорсткість трубопроводу.

Приведены результаты исследований влияния целевых добавок в воде на основе жидкого натриевого стекла и карбоната калия на гидравлические потери в стальном трубопроводе с различными параметрами шероховатости.

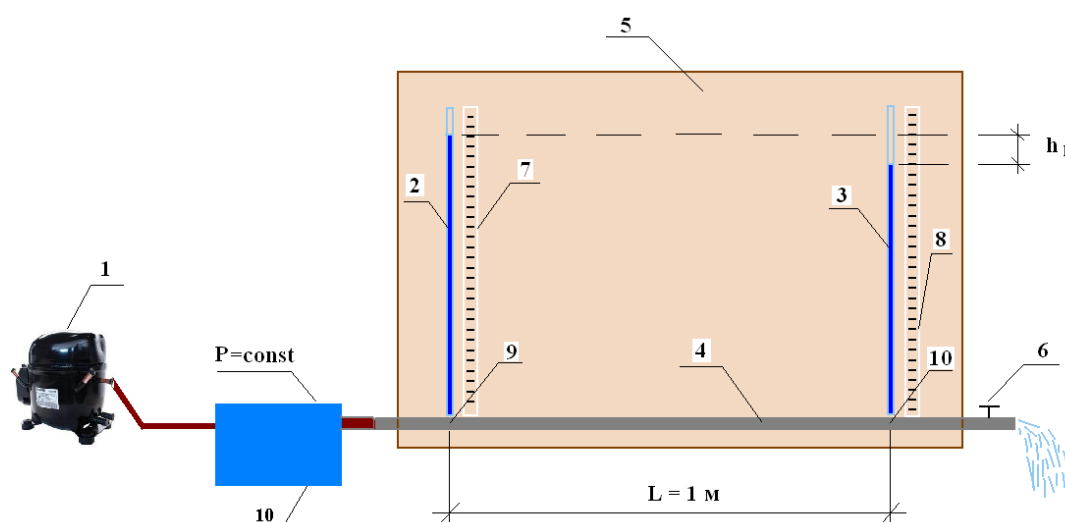
Ключевые слова: водная огнетушащая жидкость, потери напора, противопожарный водопровод, шероховатость трубопровода.

The results of research impact water-based fire-extinguishing agents based on solution containing sodium liquid glass and potassium carbonate for hydraulic losses in the steel pipe with different roughness parameters.

Keywords: water-based fire-extinguishing agents, pressure loss, fire water supply, roughness pipeline.

Стан питання. Внутрішній протипожежний водопровід у висотних будівлях є складною інженерною системою, яка виконує функцію протипожежного захисту будівлі. Основним завданням під час проектування даної системи є забезпечення нормативних тиску та витрати води в пожежних кран-комплектах та спринклерних зрошувачах в будівлі, особливо на останніх поверхах таких споруд. У роботах [1-3] досліджувалися питання особливостей проектування, негативних факторів експлуатації, а також можливості використання водних вогнегасних розчинів (далі – ВВР) у системі внутрішнього протипожежного водопроводу у будівлях з умовною висотою вище 73,5 м. Варто відзначити, що за результатами дослідів, представлених у роботі [3], виявлено, що суміш 1% водних розчинів з цільовими добавками

Найпростішим експериментальним способом для визначення втрат напору води у трубопроводі є установка-ілюстрація рівняння Бернуллі. Схема установки наведена на рис. 1.



1 – компресор, обладнаний манометром; 2 – п'єзометрична прозора трубка на початковій ділянці трубопроводу; 3 – п'єзометрична прозора трубка на кінцевій ділянці трубопроводу; 4 – фрагмент трубопроводу, на якому проводиться дослід; 5 – вертикальний стенд; 6 – запірний кран; 7 – шкала для вимірювання рівня води на початковій ділянці трубопроводу; 8 – шкала для вимірювання рівня води на кінцевій ділянці трубопроводу; 9 – досліджуваний переріз 1–1 трубопроводу; 10 – досліджуваний переріз 2–2 трубопроводу, 11 – бак для досліджуваної рідини

Порядок проведення першої частини експерименту такий. На стенді 5 розміщується фрагмент нового сталевго трубопроводу 4 діаметром 25 мм та довжиною 1,5 м зі значенням шорсткості 0,07...0,12 мм. У трубопроводі зроблено два отвори діаметром 5 мм на відстані 1000 мм один від одного для приєднання прозорих п'єзометричних трубок 2 та 3, які закріплюються вертикально на стенді 5 і вздовж яких розміщено шкали 7 та 8 для вимірювання рівнів води в перерізах 1–1 та 2–2.

Після улаштування трубопроводу на стенді його підключають до напірного баку, наповненого водою без добавок, в якому створено мінімальний тиск 0,1 атм. Це забезпечить при діаметрі трубопроводу 25 мм витрату води 2,5...3 л/хв., швидкість 0,13...0,16 м/с та ламінарний режим руху води. Тиск у системі контролюється за допомогою манометра. За рівнями води у перерізі 1–1 та на відстані 1000 мм від нього у перерізі 2–2 маємо змогу спостерігати за допомогою прозорих п'єзометричних трубок. Запірний кран 6 на початку досліду має бути закритий.

Для визначення витрати води в системі під час досліду запірний кран 6 відкривається на 30 с і воду, що витікає з трубопроводу, збирають у мірну ємкість. По завершенню 30 с, які фіксують секундоміром, запірний кран закривають, а воду, що зібрана у ємкість, зважують.

Секундну витрату води визначають діленням кількості води, яка була зібрана, на час вимірювання та густину води. Отримані дані заносять до протоколу.

Для визначення гідравлічних втрат напору у трубопроводі при руху по ньому води відкривають запірний кран 6 для подачі води та чекають 10...15 с. Після нормалізації руху потоку води у трубопроводі за допомогою шкал 7 та 8 на стенді фіксують рівні води у п'єзометричних трубках у першому та другому перерізах трубопроводу. Отримані дані вносять до протоколу. Експеримент проводять тричі. Прийнята абсолютна похибка отриманих результатів не повинна перевищувати 5 мм.

Після проведення експерименту для води без добавок, досліди повторюють для суміші 1% водних розчинів силікату натрію Na_2SiO_3 та карбонату калію K_2CO_3 у пропорції 50/50 і дані вносять до протоколу.

Друга частина експерименту проводиться в тій же послідовності та за такою ж методикою для сталевго трубопроводу з терміном експлуатації 23 роки, що був демонтований з діючої водопровідної мережі, зі значенням шорсткості внутрішніх стінок 2,2...2,5 мм. Геометричні параметри фрагмента даного трубопроводу аналогічні параметрам фрагмента нового трубопроводу, що досліджувався на початку. Експеримент з визначення втрат напору у трубопроводі також проводиться для води без добавок та для суміші 1% водних розчинів силікату натрію Na_2SiO_3 та карбонату калію K_2CO_3 у пропорції 50/50.

Результати експериментальних досліджень наведені в таблиці.

Таблиця

Результати експериментальних досліджень з визначення втрат напору у сталевому трубопроводі

№ досліджу	Тиск, Р, атм	Витрата води, Q, мл/хв	Втрати напору, h, мм	Вид рідини
Трубопровід сталевий, <u>новий</u> . Діаметр 25 мм, довжина досліджуваної ділянки 1000 мм.				
1	0,1	2880	36	Вода без домішок
2			35	
3			35	
4	0,1	2850	18	Суміш 1% Na ₂ SiO ₃ та 1% K ₂ CO ₃ в пропорції 50/50
5			21	
6			20	
Трубопровід сталевий, <u>що був у використанні</u> . Діаметр 25 мм, довжина досліджуваної ділянки 1000 мм.				
7	0,1	2470	125	Вода без домішок
8			128	
9			127	
10	0,1	2780	38	Суміш 1% Na ₂ SiO ₃ та 1% K ₂ CO ₃ в пропорції 50/50
11			36	
12			36	

За отриманими даними побудовано порівняльну діаграму значень втрат напору в новому сталевому трубопроводі та трубопроводі, що був у використанні, для води без домішок та досліджуваного ВВР з суміші 1% водних розчинів Na_2SiO_3 та 1% K_2CO_3 в пропорції 50/50, представлену на рис.2.

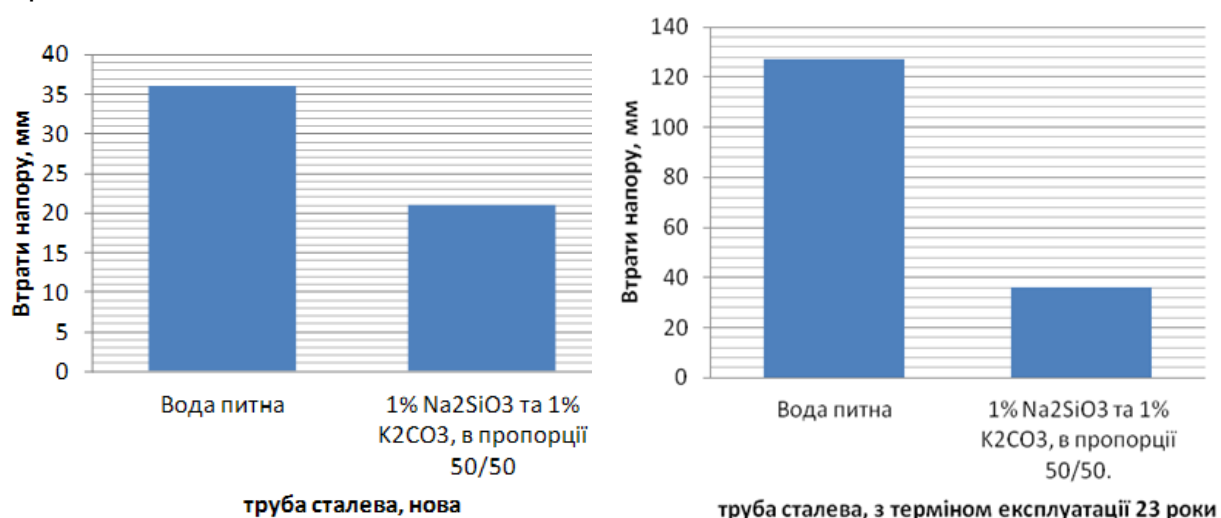


Рис. 2. Порівняльні діаграми втрат напору води та ВВР для нового сталевих трубопроводу та трубопроводу з терміном експлуатації 23 роки

За результатом проведених експериментів досліджуваний ВВР з суміші 1% водних розчинів Na_2SiO_3 та K_2CO_3 в пропорції 50/50 має на 40...42% менші втрати напору порівняно з водою без добавок при пропуску по новому сталевому трубопроводу. При пропуску досліджуваного ВВР по трубопроводу з терміном експлуатації 23 роки втрати напору на 248...251% менші в порівнянні із водою без добавок. Дане явище можна пояснити тим, що досліджуваний ВВР має меншу кінематичну в'язкість за рахунок меншої сили внутрішнього тертя між шарами потоку ВВР під час руху в ламінарному режимі, а також менше дотичне напруження зсуву потоку.

Верифікацію отриманих експериментальних даних з визначення втрат напору води без добавок проведено за допомогою комп'ютерної розрахункової програми для гідравлічного розрахунку напірних трубопроводів за методикою Шевелева Ф.А. Зовнішній інтерфейс програми наведено на рис.3.

The screenshot shows the 'Таблицы Шевелева' software window. On the left is a list of pipe materials: стальные (газовые) ГОСТ 3262-75, стальные ГОСТ 10704-91 (highlighted), чугунные ГОСТ 9583-75, асбестоцементные ГОСТ 593-80, пластмассовые ГОСТ 18599-2001, железобетонные ГОСТ 12586.0-83, стеклопластиковые СП 40-104-2001, стеклянные ГОСТ 8894-86, медные СП 40-108-2004, 'сшитого' (РЕХ) полиэтилена, and металлополимерные (РЕХ-АЛ-РЕХ). The main area is titled 'трубы стальные ГОСТ 10704-91'. It has sections for 'Исходные данные' (Initial data) with fields for outer diameter (dn), wall thickness (S), and calculated internal diameter, and 'Выбор системы' (System selection) with radio buttons for cold and hot water supply. A central table for calculations has columns for Q (l/sec or m³/h), dp, v, and 1000i. Below this is a section for 'Потери напора на участке, м' (Pressure loss on the section, m) with a field for length (L) and a checkbox for local losses. Buttons for 'Очистить' (Clear) and 'Рассчитать' (Calculate) are present.

Рис. 3. Интерфейс программы з гідравлічного розрахунку напірного трубопроводу

За результатом верифікації, відхилення отриманих даних знаходиться в межах 4%, що є в межах допустимої похибки.

Варто окремо відзначити, що даний експеримент проводився при мінімальних гідравлічних параметрах установки за ламінарного режиму руху гідросумішей. За реальних умов роботи системи внутрішнього протипожежного водопроводу при середньому напорі 0,6...0,9 МПа та витраті води 20...30 л/с отримані дані значення не можна безпосередньо застосовувати, навіть враховуючи те, що в'язкість води при температурі 25°C із збільшенням тиску незначно зменшується [4]. Проте загальні якості кінематичних властивостей рідин будуть зберігатися для різних напірних режимів.

Висновки

1. За результатами проведених досліджень встановлено, що ВВР з суміші 1% водних розчинів Na_2SiO_3 та K_2CO_3 в пропорції 50/50 при пропуску в сталевому трубопроводі з різним значенням величини шорсткості стінок труби, має значно менші значення втрат напору в порівнянні із водою без добавок. Це зменшує необхідний розрахунковий напір при доборі насосного пожежного обладнання і, відповідно, його потужність та суттєво знижує витрати електроенергії під час гасіння пожежі.

2. Використання ВВР з суміші 1% водних розчинів Na_2SiO_3 та K_2CO_3 в пропорції 50/50 в системі внутрішнього протипожежного водопроводу у висотних будівлях з умовною висотою вище 73,5 м, дозволить не тільки підвищити вогнегасну ефективність системи, але і зменшить навантаження на пожежне насосне обладнання під час подачі ВВР та, відповідно, подовжить його експлуатаційний ресурс.

Список літератури

1. О. Сізіков, Р. Уханський, Я. Балло, В. Балло. Особливості проектування зонованих систем внутрішнього протипожежного водопроводу у будівлях з умовною висотою вище 26,5 м // Науковий вісник. – К.: УкрНДІЦЗ, 2014. – № 2 (29). – С.30-36.

2. О. Сізіков, В. Ніжник, Р. Уханський, Я. Балло. Шляхи забезпечення ефективної експлуатації систем внутрішнього протипожежного водопроводу у висотних будівлях // Науковий вісник. – К.: УкрНДІЦЗ, 2015. – № 2 (32). – С.4-9.

3. Я.В. Балло. Підвищення ефективності роботи внутрішнього протипожежного водопроводу додаванням до води рідкого натрієвого скла // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технич. Збірник. – Випуск 25. – К.: КНУБА, 2015. – С.29-36.

4. Рабинович Е. Гидравлика. – М.: Печатный двор, 1963. – 408 с.

Надійшло до редакції 17.05.2016

А.С. КАРАГЯУР, доктор технических наук
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры

О ПРИМЕНЕНИИ ЦЕНТРИФУГИРУЮЩИХ УСТРОЙСТВ В СОСТАВЕ КОМПАКТНЫХ УСТАНОВОК ДЛЯ ПОДГОТОВКИ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ИЗ ПОВЕРХНОСТНЫХ ИСТОЧНИКОВ

Розроблено схему компактної очисної установки для підготовки питної води. Наведено рекомендації з проектування та експлуатації основних елементів установки: освітлюючих центрифуг, мембранних ультрафільтраційних апаратів і відцентрових адсорберів.

Ключові слова: освітлююча центрифуга, ультрафільтраційні мембранні модулі, відцентровий адсорбер

Разработана схема компактной очистной установки для подготовки питьевой воды. Приведены рекомендации по проектированию и эксплуатации основных элементов установки: осветляющих центрифуг, мембранных ультрафильтрационных аппаратов и центробежных адсорберов.

Ключевые слова: осветляющая центрифуга, ультрафильтрационные мембранные модули, центробежный адсорбер.

The scheme of the compact purification plant for drinking water preparation is designed. Recommendations for the design and operation of the basic elements of the plant (clarifying centrifuges, membrane ultrafiltration devices, centrifugal adsorbers) are presented.

Keywords: clarifying centrifuges, membrane ultrafiltration modules, centrifugal adsorbers.

Обеспечение населения качественной питьевой водой для Украины является актуальной задачей. Для многих регионов проблема усугубляется дефицитом водных ресурсов. Техногенные и климатические факторы обуславливают ухудшение качества воды в поверхностных источниках водоснабжения. Сброс недостаточно очищенных сточных вод, увеличение температуры, зарегулирование водоемов приводят к их эвтрофикации. Ухудшаются органолептические свойства воды, забираемой для хозяйственно-питьевых нужд.

На сегодняшний день традиционная схема очистных сооружений для подготовки воды из поверхностных источников с повышенной загрязненностью не всегда может обеспечить необходимое качество очищенной воды [1, 45]. В современных условиях важными факторами, обеспечивающими конкурентоспособность той или иной технологии,

являются компактность, ресурсо- и энергоэкономность оборудования, возможность автоматизации, простота в обслуживании.

Применение компактных установок подготовки питьевой воды особенно актуально для малых населенных пунктов, где проблема качественного водоснабжения является наиболее острой [2, 1]. Также компактные установки актуальны при чрезвычайных ситуациях, когда существующие системы водоподготовки могут быть разрушены, а источники водоснабжения загрязнены.

В последнее время все большее распространение получают мембранные устройства [3, 18]. Установки микро- и ультрафильтрации обеспечивают практически полное удаление взвешенных и коллоидных веществ, большинства вирусов и бактерий. Для более широкого применения данных устройств необходимы исследования и технические решения, направленные на разработку эффективного оборудования предочистки. Актуальным также является интенсификация способов очистки от растворенных органических примесей. Большим потенциалом в этом направлении обладает адсорбционная очистка [1, 308], но значительная стоимость адсорбентов требует новых решений по их более эффективному применению.

Для решения перечисленных задач предлагается применять в составе компактных установок центрифугирующие устройства [4, 17]. Для обоснования данного решения на кафедре водоснабжения, канализации и гидравлики ХНУСА были проведены теоретические и экспериментальные исследования, на основе которых разработана компактная очистная установка, включающая в себя следующие элементы (рис. 1):

- 1) оборудование для удаления взвешенных и коллоидных веществ;
- 2) центробежные адсорберы, а также оборудование для приготовления суспензии адсорбента, необходимые для улучшения органолептических свойств воды: удаление растворенных органических соединений, запахов и привкусов;
- 3) оборудование для обеззараживания: УФ-облучение, если временной интервал между очисткой и потреблением небольшой, веществами, содержащими хлор для обеспечения пролонгированного действия;
- 4) оборудование для обработки образующихся осадков.

Для удаления взвешенных и коллоидных веществ рекомендуется применять следующие устройства:

- осветляющие центрифуги с цилиндрическими вставками, разделяющие рабочее пространство на секции с малой шириной осаждения, – для предочистки и удаления основной массы взвешенных веществ, а также для сглаживания неравномерности по количеству и качеству очищаемой воды;

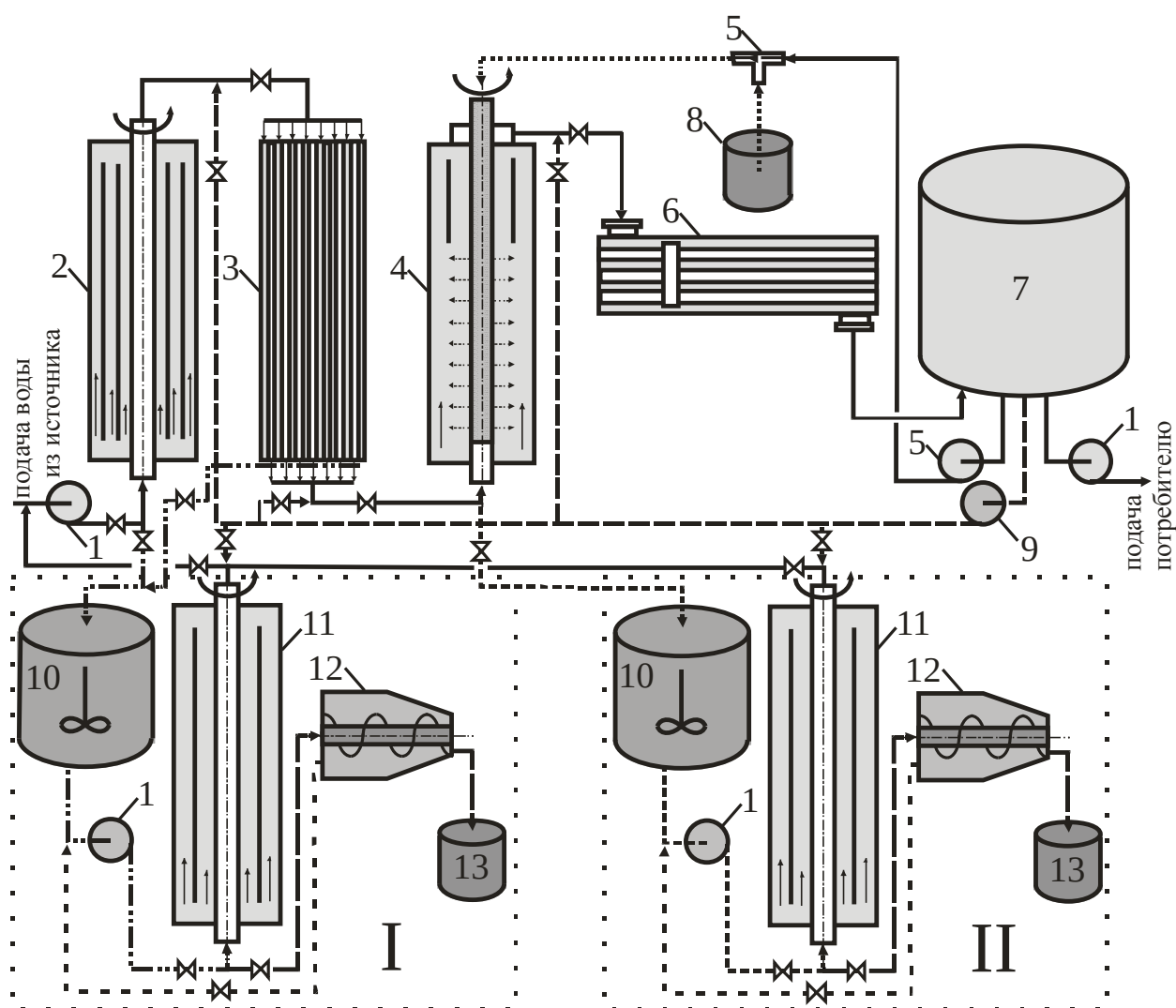


Рис.1. Схема компактной установки для подготовки питьевой воды:

1 – насос; 2 – осветляющие центрифуги с цилиндрическими вставками для предпочистки воды; 3 – ультрафильтрационные мембранные установки; 4 – центробежные адсорберы; 5 – оборудование для приготовления и дозирования суспензии адсорбента; 6 – оборудование для обеззараживания воды; 7 – регулирующая емкость (для хранения чистой воды); 8 – емкость для хранения адсорбента; 9 – насос подачи воды для промывки очистного оборудования; 10 – емкость для накопления осадка (отработанного адсорбента); 11 – осветляющие центрифуги с цилиндрическими вставками для концентрирования осадка; 12 – шнековые центрифуги; 13 – бункер для накопления обезвоженного осадка (отработанного адсорбента); I – оборудование для обработки осадка; II – оборудование для обработки отработанного адсорбента

- ультрафильтрационные мембранные модули с полуволоконными полимерными мембранами, рейтингом фильтрации 0,01 мкм, работающие в режиме «тупиковой» фильтрации, – для доочистки воды, удаления мелких частиц взвеси, коллоидных веществ, а также нерастворимых примесей, плотность которых мало отличается от

- ультрафильтрационные мембранные модули с полуволоконными полимерными мембранами, рейтингом фильтрации 0,05 мкм, работающие в режиме «тангенциальной» фильтрации с очисткой циркуляционного потока в осветляющих центрифугах с цилиндрическими вставками, – в случае необходимости при повышенном содержании в исходной воде взвешенных и коллоидных веществ мелкодисперсного состава.

При проектировании и расчете осветляющих центрифуг с цилиндрическими вставками необходимо принимать рациональные значения конструктивных и технологических параметров, то есть, обеспечивающие при заданном качестве очистки минимальные энергетические затраты.

Ориентировочные размеры осветляющей центрифуги: рабочая высота – 1,2...1,5 м, диаметр – 200...500 мм. Корпус ротора может быть выполнен из пластмассы или нержавеющей стали. Внутри рабочее пространство корпуса разделено цилиндрическими вставками на секции с малой шириной осаждения (5...20 мм). Рабочая высота – это размер рабочей зоны, где непосредственно происходит очистка воды, то есть расстояние между входными и выходными отверстиями, по которым вода подводится и отводится из секций. Приводом, обеспечивающим вращение центрифуги с

заданной частотой, служит электродвигатель с плавным регулированием частоты вращения с помощью преобразователей частоты тока.

Конструктивные параметры осветляющих центрифуг с цилиндрическими вставками – это внешний радиус, рабочая высота, количество секций, ширина секций, конструктивные условия подвода и отвода очищаемой воды; технологические – производительность устройства, частота вращения, организация (распределение) потока в секциях.

Для определения рациональных конструктивных и технологических параметров осветляющих центрифуг с цилиндрическими вставками необходимо придерживаться нижеследующих рекомендаций.

- Перед расчетом осветляющих центрифуг следует провести исследование качества исходной воды для определения изменения концентрации взвешенных веществ во времени и дисперсного состава загрязнений для построения зависимости эффекта осветления от гидравлической крупности частиц взвеси $\Xi(u_w)$. Зависимость $\Xi(u_w)$ необходима для определения расчетной гидравлической крупности, от которой зависят конструктивные и технологические параметры центрифуги.

- Распределение потока в секциях осветляющей центрифуги с цилиндрическими вставками необходимо организовывать из условия, что качество очистки воды в каждой секции одинаково, а также, что число Фруда превышает критическое значение в K (коэффициент запаса) раз. В этом случае обеспечиваются минимальные удельные затраты энергии на раскручивание жидкости, поступающей на очистку. Необходимое распределение потока в каждой секции регулируется площадью входных и выходных отверстий. Критическое значение числа Фруда определяется по зависимости (1).

$$Fr_{кр} = \frac{27}{2} \frac{\pi \mu^2 V_{пов}^2 (\alpha f + 1)^2}{D^2 k_A f^2 g \Delta \rho} + \frac{1}{f}, \quad (1)$$

где $Fr_{кр}$ – критическое число Фруда; $V_{пов}$ – скорость потока возле поверхности осаждения на расстоянии D от стенки, м/с; D – расстояние от поверхности осаждения, на котором распределение скорости на участке $R_1 - D$ можно считать линейным, м; R_1 – радиус внешней стенки секции; $\Delta \rho$ – разница плотностей частички взвеси и жидкости, кг/м³; k_A – коэффициент адгезии, Н/м; f – коэффициент трения; α – коэффициент пропорциональности.

Под критическим значением параметров подразумевается такая их величина, при которой начинается смыв потоком очищаемой воды осадка с поверхности осаждения.

- Коэффициент запаса принимается равным 1,02...1,05 из условия накопления некоторого количества осадка на поверхности осаждения без смыва его обратно в поток. Толщина слоя осадка зависит от концентрации взвеси в исходной воде, эффекта осветления, принятого времени работы устройства в режиме очистки, свойств осадка (плотности, сжимаемости и т.д.).

- Для повышения производительности одного центрифугирующего устройства, если нет необходимости обеспечивать глубокую очистку, следует увеличивать внешний радиус аппарата, а также ширину 1-ой секции Δr_1 . Ширина остальных секций рассчитывается по зависимости (2):

$$\frac{\Delta r_i}{\Delta r_1} = \left(\frac{r_i}{R} \right)^{0,282}. \quad (2)$$

- При расчете конструктивных и технологических параметров осветляющей центрифуги для повышения КПД ее работы, следует придерживаться таких значений, при которых затраты энергии на преодоление сил трения будут не больше 25% от общих энергетических затрат. Мощность центрифугирующего устройства, необходимая для преодоления сил трения определяется по зависимости (3), мощность необходимая для раскручивания жидкости (полезная мощность) рассчитывается по зависимости (4):

$$N_f = f_w \omega r_{\text{ц}} P_d, \quad (3) \quad N_{\omega i} = \frac{1}{2} \rho \sum_{i=1}^{k_c} Q_i \omega^2 (r_i^2 + r_{i+1}^2), \quad (4)$$

где k_c – количество секций; Q_i – производительность i -ой секции, м³/с; f_w – коэффициент трения подшипников; $r_{\text{ц}}$ – радиус цапфы, м; P_d – динамическая нагрузка на подшипники, Н; ω – частота вращения, с⁻¹.

- При расчете максимального значения необходимой мощности осветляющей центрифуги и подборе электродвигателя следует учитывать возможную агломерацию взвешенных веществ при высокой мутности исходной воды. Расчетный (самый неблагоприятный) случай может не соответствовать периоду с наибольшей концентрацией взвешенных веществ в источнике.

- При необходимости применения нескольких центрифугирующих устройств для увеличения общей производительности, центрифуги следует объединять в блоки по 4...6 штук с одним электродвигателем.

- Удаление осадка из ротора центрифуги происходит периодически: при отключении устройства осадок смывается потоком воды, продолжающем поступать в центрифуги.

- При повышенном содержании взвешенных веществ в исходной воде (более 200 мг/л) для повышения эффекта осветления и времени работы устройства в режиме очистки следует применять осветляющие центрифуги с двухступенчатой очисткой, конструкция которых представлена на рис. 3.

- Стоимость осветляющей центрифуги вместе с необходимым оборудованием примерно в 7-10 раз меньше, чем модуля мембранной ультрафильтрации, поэтому неравномерность расхода и качества исходной воды следует сглаживать на центрифугах, обеспечивая подачу воды на ультрафильтрационные установки со стабильными характеристиками. Для этого необходимо предусматривать большее количество резервных осветляющих центрифуг.

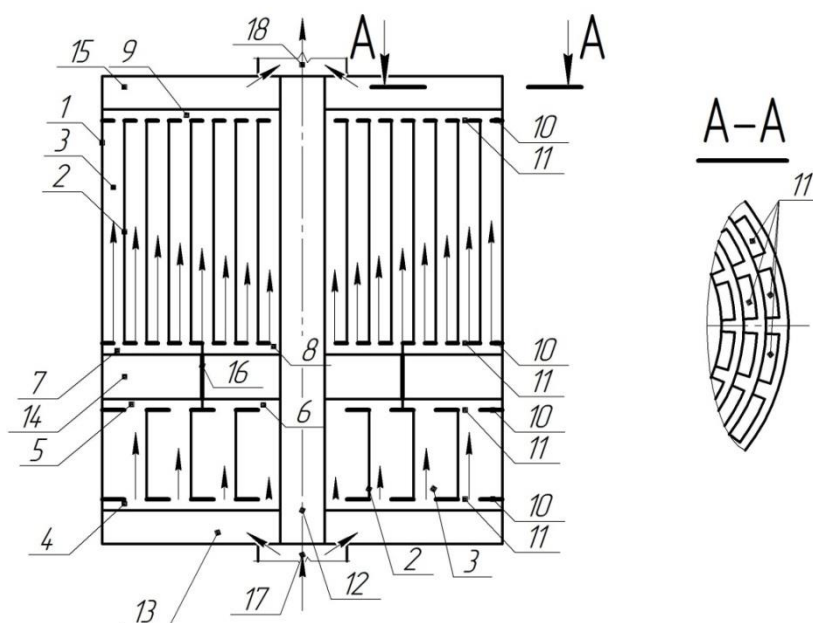


Рис. 3. Схема осветляющей центрифуги с двухступенчатой очисткой:
 1 – корпус; 2 – цилиндрические вставки; 3 – секции; 4–9 – полые диски;
 10 – торцевая поверхность; 11 – отверстия; 12 – полая ось;
 13-15 – распределительные камеры; 16 – цилиндрическая вставка; 17,
 18 – трубы

В результате проведенных исследований разработана методика расчета совместной работы осветляющих центрифуг и микро-, ультрафильтрационных мембранных установок, позволяющая спрогнозировать рост во времени потерь напора и уменьшение производительности, а также рассчитать энергетические затраты в зависимости от количества и качества исходной воды.

При выборе микро-, ультрафильтрационных мембранных установок и при разработке регламента их работы совместно с осветляющими центрифугами следует учитывать следующие рекомендации.

- Для уменьшения количества основных элементов компактной установки и упрощения технологических процессов уменьшение производительности осветляющих центрифуг должно происходить синхронно с уменьшением производительности мембранных установок. При этом частота вращения центрифугирующего устройства должна быть постоянной на протяжении всего фильтроцикла.

- При подборе аппаратов микро-, ультрафильтрации следует принимать такие материалы мембран и с таким рейтингом фильтрации, при которых преимущественно обеспечивается фильтрование с образованием слоя осадка на поверхности фильтровальной перегородки.

- Расчетами должен определяться такой эффект предочистки, при котором суммарная мощность осветляющих центрифуг и установок мембранной фильтрации будет минимальной.

- При образовании осадка с высокой степенью сжимаемости, а также при повышении начальной концентрации взвешенных веществ, следует увеличивать качество предочистки на осветляющих центрифугах.

- При подборе насосов для создания необходимого давления в очистном оборудовании следует принимать насосы с умеренно крутопадающей H-Q характеристикой и невысоким значением напора при нулевой подаче.

- При использовании микро-, ультрафильтрационных мембранных модулей с «тангенциальной» фильтрацией следует предусматривать очистку циркуляционного потока и промывной воды после регенерации мембранных модулей в осветляющих центрифугах с цилиндрическими вставками.

Применение центробежных сил при удалении из вод поверхностных источников растворенных органических примесей позволит реализовать основные направления интенсификации этого процесса: применение более дешевых порошкообразных или пылевидных адсорбентов; повышение кинетики массообмена за счет создания перекрестного движения очищаемой воды и потока адсорбента; удаление адсорбента из очищенной воды.

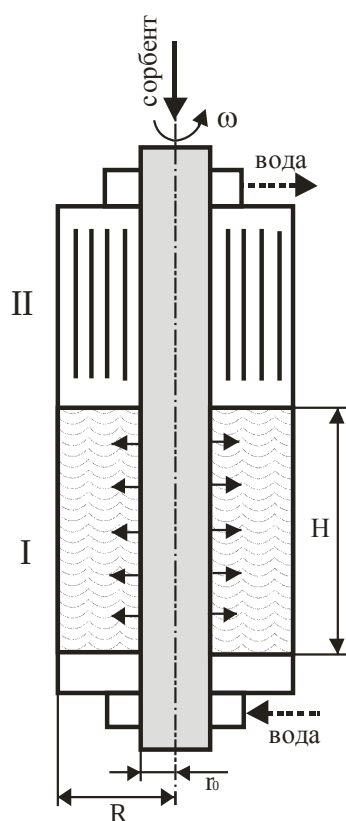


Рис. 4. Центробежный адсорбер
I – зона адсорбции
II – зона осветления

Конструктивно центробежный адсорбер (рис. 4) представляет собой цилиндрический ротор, установленный вертикально. Ориентировочные размеры данного устройства: рабочая высота – 1,2...1,5 м, диаметр – 200...400 мм. Аналогично осветляющей центрифуге корпус ротора может быть выполнен из пластмассы или нержавеющей стали. Внутри рабочее пространство ротора имеет две зоны: зону адсорбции и зону осветления. Высота зоны адсорбции равна 70...80% от рабочей высоты устройства, высота зоны осветления – 20...30%. Зона осветления по аналогии с осветляющей центрифугой разделена цилиндрическими вставками на секции с малой шириной осаждения (3...5 мм). Ротор также содержит внутреннюю полую трубу диаметром 100...200 мм, в которую подается суспензия адсорбента. Эта труба имеет отверстия, через которые суспензия адсорбента подается в зону адсорбционной очистки. Приводом, обеспечивающим вращение устройства, также служит электродвигатель с плавным регулированием частоты вращения с помощью преобразователей частоты тока.

На основе проведенных исследований разработана методика расчета рациональных значений конструктивных и технологических параметров данных аппаратов. При проектировании центробежных адсорберов и разработке регламента их работы следует учитывать следующие рекомендации.

- Значения конструктивных и технологических параметров устройства при заданном размере зерен адсорбента должны соответствовать максимальному значению эффекта очистки.

- Для удаления из воды растворенных органических примесей в центробежных адсорберах следует применять порошкообразный адсорбент как можно более монодисперсного состава, с хорошей кинетикой адсорбции, и эквивалентным диаметром зерен равным 10÷50 мкм.

- При выборе адсорбента следует принимать такой материал, пористая структура (распределение пор по размерам) которого обеспечивает равнозначную адсорбционную и транспортную способность.

- Качество адсорбционной очистки в центробежном адсорбере при постоянной производительности следует регулировать изменением частоты вращения и концентрации адсорбента в суспензии.

- Подача суспензии адсорбента должна осуществляться по всей высоте зоны адсорбции с одинаковой его концентрацией.

- По причине высокой стоимости адсорбента в сравнении с остальными затратами при значительной производительности компактной установки, когда работают несколько устройств, целесообразным является повторное использование адсорбента. Для этого необходимо дополнительное оборудование для накопления и перекачки адсорбента с разной степенью накопления загрязняющих веществ. В зависимости от количества центробежных адсорберов возможны следующие варианты движения очищаемой жидкости и адсорбента через очистные устройства:

- очищаемая вода последовательно пропускается через два центробежных адсорбера, которые работают с производительностью, удвоенной в сравнении с отдельным применением устройств, адсорбент последовательно пропускается через устройства в направлении противоположном движению воды;

- очищаемая вода параллельно пропускается через три и более центробежных адсорбера, адсорбент последовательно пропускается через эти устройства.

Выводы: разработанные рекомендации по проектированию и эксплуатации компактных установок позволяют обеспечить эффективную подготовку воды из поверхностных источников до качества питьевой при минимальных эксплуатационных затратах.

Список литературы

1. Журба М.Г. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений: в 3 т. [учеб. пособие] / М. Г. Журба, Л. И. Соколов, Ж. М. Говорова. – [3-е изд., доп. и перераб]. – Т. 2. Очистка и кондиционирование природных вод. – М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2010. – 552 с.
2. Інформація про якість питної води в Україні [Електронний ресурс] / Офіційний сайт Міністерства охорони здоров'я України. – Режим доступу: http://www.moz.gov.ua/ua/portal/pre_20110602_5.html
3. Андрианов А.П. Доочистка Московской водопроводной воды: применение мембранных технологий / А.П. Андрианов. – Вестник МГСУ. – 2010. – № 4. – Т. 2. – С. 16-20.
4. Епоян С.М. Використання відцентрових сил для підвищення якості очистки води / С.М. Епоян, А.С. Карагяур, С.П. Бабенко // Водокористування: технології, споруди, менеджмент: робоча програма та тези допов. першої міжнар. конф., 2-4 грудня 2014 р., м. Київ. – К.: КНУБА, 2014. – С. 17.

Надійшло до редакції 13.05.2016

УДК 628.112.3

Т.О. КІЗЮШКІН

Я.А. ТУГАЙ, доктор технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

ВИЗНАЧЕННЯ ОПТИМАЛЬНИХ УМОВ РОЗРАХУНКУ ПРОМЕНЕВИХ ВОДОЗАБОРІВ ЗА ЕМПІРИЧНИМИ ЗАЛЕЖНОСТЯМИ

На прикладі розрахунків шести променевого водозабору берегового типу показано складність умов застосування емпіричних залежностей.

Ключові слова: променевий водозабір, методи розрахунків, порівняльний аналіз, висновки.

На примере расчетов шести лучевого водозабора берегового типа показано сложность условий применения эмпирических зависимостей.

Ключевые слова: лучевой водозабор, методы расчетов, сравнительный анализ, выводы.

The example calculations six radial intake shore type show complexity terms of use empirical relationships.

Keywords: Radiation intake, calculation methods, comparative analysis, conclusions.

Ідея збільшення продуктивності шахтних колодязів шляхом додаткового встановлення горизонтальних дренажних галерей, чи прокладки в водоносному пласті горизонтальних фільтрових труб зародилась дуже давно, так як якість поверхневих вод була не високою.

Згодом, променеві водозабори широко почали використовувати в таких країнах: США, Німеччина, Швейцарія, Угорщина, Франція. Але постає питання, чому ж променеві водозабори широко не застосовуються у всіх країнах де не вистачає питної води. Відповідь на це питання лежить у вартості спорудження такого водозабору та у його технологічності, так як для спорудження променевого водозабору необхідно мати спеціальне обладнання та повний геологічний аналіз місцевості під будівництво, що в свою чергу вимагає значних капіталовкладень. Але, найголовнішою проблемою проектування променевих водозаборів є *велика кількість методів та емпіричних формул* для їх розрахунку, а отже і складність вибору підходящого методу.

Променеві водозабори складаються з системи горизонтальних трубопроводів (променів), які розташовані в товщі ґрунту та зі збірного-напівзаглибленого колодязя з вбудованою НС І.

Променеві водозабори мають різну продуктивність, яка залежить від типу водозабору, кількості променів, їх розташування тощо.

Розрізняють наступні типи променевих водозаборів: а) руслові; б) підруслові; в) берегові; г) берего- руслові; д) міжрічкові; е) водороздільні.

За конструктивними особливостями променеві водозабори поділяють на:

- основний тип, Ø шахти 3...6 м з горизонтальними фільтрами-променями великої довжини (20 і більше м) Ø100мм;
- особливий тип Ø шахти 1,5...2 м з короткими фільтрами- променями розташованими в декілька ярусів, під висхідними, або низхідними кутами.

Променеві водозабори широко застосовують на водоймах і поверхневих джерелах з великою кількістю зважених частинок, донних наносів, а також патогенних мікроорганізмів, адже ці забруднення є перешкодою для поверхневих водозаборів, так, як дуже швидко забивають сітки водоприймальних оголовків та замулюють трубопроводи. А конструкція променевого водозабору передбачає попереднє фільтрування, крізь природний фільтруючий шар, є дані, що фільтрування крізь 7-ми метровий природний шар дає 10-ти кратне зменшення хвороботворних організмів.

Розрахунки

Розрахунки променевих водозаборів завжди складні і це насамперед пов'язано зі складними природними умовами їх влаштування, розташування фільтрів- променів, висоти їх закладання, їх кількості тощо.

Відповідно, існує велика кількість методів розрахунку променевих водозаборів, які в своїй більшості ґрунтуються на емпіричних залежностях, отриманих в результаті експлуатації існуючих водозаборів.

Щоб довести це розглянемо декілька методів розрахунку променевих водозаборів на практичних задачах. Зведемо основні вихідні дані в табл. 1.

Таблиця 1

Вихідні дані для розрахунку променевих водозаборів

Основні вихідні дані	Значення показників
1.Довжина променя L , м	8
2.Кількість променів n , шт	6
3.Коефіцієнт фільтрації k , м/добу (крупнозернистий пісок)	8,64
4.Потужність водоносного пласту m , м	12
5.Пониження рівня води в шахті променевого водозабору S , м	5
6.Радіус живлення пласту R , м	30

Використовуючи наведені вище вихідні дані по водозабору робимо відповідні розрахунки. Розрахунок за методом Д. Чітріні [1], [2].

Знаходимо радіус еквівалентного по продуктивності великого колодязя досконалого типу, що замінює систему щілин- дрен.

$$r_e = l \cdot \sqrt[n]{0,25} = 8 \cdot \sqrt[6]{0,25} = 6,3 \text{ м}, \quad (1)$$

де l – довжина променя, м; n – кількість променів, шт.

Тоді можемо знайти дебіт водозабору:

$$Q = \frac{2 \cdot \pi \cdot k \cdot m \cdot S}{\ln R / r_e} = \frac{2 \cdot 3,14 \cdot 8,64 \cdot 12 \cdot 5}{\ln 30 / 6,3} = 2086 \text{ м}^3/\text{доб}, \quad (2)$$

де k – коефіцієнт фільтрації, м/добу; m – потужність водоносного пласту, м; S – пониження рівня води в шахті променевого водозабору, м; R – радіус живлення свердловини, м;

Другий метод, який дозволяє визначити продуктивність променевого водозабору, це метод Ф. Фальке (Німеччина) [7,9].

Робота Фальке присвячена питанню визначення продуктивності горизонтальних променів по їх пропускній здатності, яка розглянута у взаємодії з фільтраційним притоком до променевого водозабору в умовах безнапірного горизонту ґрунтових вод. На основі експерименту автор отримав формулу:

$$Q = \beta \cdot \sqrt[3]{k} \cdot S \cdot tga = 0,4 \cdot \sqrt[3]{8,64} \cdot 5 \cdot 0,9 = 3,69 \text{ м}^3/\text{доб}, \quad (3)$$

де tga визначається за номограмою, в залежності від довжини, діаметра, кількості, глибини закладання променів і потужності водоносного пласту; β – коефіцієнт, який враховує перерахунок радіуса живлення і водопроникності ґрунту з моделі на натуру.

Розглянемо також метод П. Офферхауза [2,8].

Цей вчений на основі статичної обробки даних експлуатаційних відкачок діючих німецьких променевих водозаборів, розташованих в долині річки Рейн, отримав наступну наближену формулу розрахунку променевого водозабору: при $h_0 = 6$ м – глибина закладання променів відносно рівня землі.

За табл. 2 визначаємо параметр А, відповідно: $h_0/H = 6/12 = 0,5$.

$$Q = A(n \cdot H)^{\frac{1}{2}} \cdot (k \cdot L)^{\frac{1}{3}} \cdot S^{0,8} =$$

$$= 23 \cdot (6 \cdot 12)^{\frac{1}{2}} \cdot (8,64 \cdot 8)^{\frac{1}{3}} \cdot 5^{0,8} = 2857 \text{ м}^3/\text{доб}, \quad (4)$$

де H – потужність водоносного пласту, м.

Таблиця 2

Параметр А для розрахунку дебіту променевого водозабору

h_0/H	А
0,1	106
0,2	176
0,3	50
0,4	27
0,5	23
0,6	52

Наступна методика розрахунку променевого водозабору належить К. Абвезеру [2,9].

Формула (5) була отримана вченим емпіричним шляхом і враховує ряд виробничих і експлуатаційних факторів. Зробимо розрахунки за даним методом, два рази з різним коефіцієнтом E .

$$Q = \frac{4 \cdot \pi \cdot k \cdot S}{\ln R/r} \cdot r \cdot L \cdot \alpha \cdot E \cdot n \quad (5)$$

$$\text{При } E = 1,05 \quad Q = \frac{4 \cdot 3,14 \cdot 8,64 \cdot 5}{\ln 30/6,3} \cdot 6,3 \cdot 8 \cdot 1,25 \cdot 1,05 \cdot 6 = 21905 \text{ м}^3/\text{доб}. \quad (5.1)$$

$$\text{При } E = 2,6 \quad Q = \frac{4 \cdot 3,14 \cdot 8,64 \cdot 5}{\ln 30/6,3} \cdot 6,3 \cdot 8 \cdot 1,25 \cdot 2,06 \cdot 6 = 54241 \text{ м}^3/\text{доб}. \quad (5.2)$$

де E – коефіцієнт виносу дрібних фракцій при влаштуванні природного піщано- гравійного фільтра; α – коефіцієнт притоку; r – радіус еквівалентного по продуктивності великого колодязя досконалого типу, що замінює систему щілин-дрен, м.

Останній метод, який ми розглянемо, це метод Е. Варга [2,9,10].

Вчений запропонував 2 формули для розрахунку мінімального дебіту променевого водозабору.

Задамося: $\rho = 0,4$, $V_d = 0,005$ м/с; $0,5D = r = 6,3$ м.

Перша формула має вигляд:

$$Q = 2 \cdot \pi \cdot (l + 0,5 \cdot D) \cdot (H - S) \cdot \rho \cdot V_d; \quad (6)$$

$$Q = 2 \cdot 3,14 \cdot (8 + 6,3) \cdot (12 - 5) \cdot 0,4 \cdot 0,005 = 1,26 \text{ м}^3/\text{с} = 108864 \text{ м}^3/\text{добу},$$

де D – діаметр водозбірної шахти; V_d – допустима вхідна швидкість, яка визначається в залежності від гранулометричного складу ґрунту.

Друга формула з урахуванням піщано- гравійного фільтра, навколо променевих дрен має вигляд:

$$Q = 2 \cdot \pi \cdot R_0 \cdot n \cdot (10 - l) \cdot \rho \cdot V_d; \quad (7)$$

$$Q = 2 \cdot 3,14 \cdot 1,5 \cdot 6 \cdot (10 - 8) \cdot 0,4 \cdot 0,005 = 0,23 \text{ м}^3/\text{с} = 19872 \text{ м}^3/\text{добу},$$

де ρ – пористість ґрунту в прифільтрової зоні; R_0 – радіус піщано- гравійного фільтра (від осі променя до непорушної зони природного ґрунту).

Так, як за формулою (6) ми отримали дуже завищений результат, тому в порівняльну таблицю заносимо значення дебіту визначене за формулою (7).

Всі результати розрахунків зводимо в порівняльну таблицю 3.

Таблиця 3

Таблиця результатів розрахунків

Головні параметри	Методи розрахунку				
	Д. Чітріні (2)	Ф. Фальке (3)	П. Офферхауза (4)	К. Абвезера (5.1), (5.2)	Е. Варга (7)
Q , дм ³ /с	24,14	0,043	33,07	253,5/627,8	230
Q , м ³ /добу	2086	3,69	2857	21905/54241	19872
Умови застосування	Метод можна застосовувати у випадку достатньо великої довжини фільтрів- променів у відношенні з потужністю обмеженого напірного водоносного шару.	Метод можна застосовувати, при пониженні рівня води в водозбірній шахті $S \leq 0,5H$, де H – потужність водоносного пласту. Та при висоті закладання променів $0,3H$ і $0,15H$ від водоупору.	Метод рекомендовано застосовувати, при коефіцієнті фільтрації $k = 2,6$ м/добу, тобто для маловодопрониклих ґрунтів (суглинок, супісок тощо).	Метод не має конкретних обмежень по застосуванню	Метод не має конкретних обмежень по застосуванню.

На завершення зазначимо, що розрахунок променевих водозаборів ґрунтується на емпіричних залежностях, отриманих в результаті досліджень існуючих водозаборів, що не мають однакових природних та геологічних умов, тому ці залежності дають наближені результати, лише для тих водозаборів, які певною мірою задовольняють умови застосування методу. Отже, якщо неправильно обрати потрібний метод розрахунку можна отримати результат, який буде повною нісенітницею, бо бачимо, наскільки різними є результати, при даних умовах (табл.1): найбільше значення дебіту складає 54241 м³/добу, а найменше: 3,69 м³/добу. Відповідно, це створює необхідність обирати найбільш доцільний метод розрахунку. Щоб обрати один результат з представлених вище методів, ми можемо виключити методи Фальке, та Варга так як результати дуже відрізняються від інших, також виключимо метод Абвезера, бо він має широкий діапазон результатів, які

обумовлені коефіцієнтом $E = 1,05 \dots 2,6$. В методі Офферхауза головним недоліком є експериментальний параметр A , який суттєво впливає на результат в широкому діапазоні. Серед емпіричних методів розрахунку, метод Чітріні, дає більш- менш достовірний результат.

Найбільш *достовірним для розрахунків* променевих водозаборів слід вважати розрахункові залежності, запропоновані Т.О. Разумовим та О.Я. Олійником, отримані на базі широких теоретико- експериментальних досліджень з урахуванням особливості роботи променевих водозаборів в різних умовах.

В *практиці проектування* променевих водозаборів найбільше розповсюдження до теперішнього часу знаходять розрахункові залежності М.Д. Бочевера, відповідно до яких продуктивність променевих водозаборів берегового та водороздільного типів, тобто водозаборів фільтри- промені яких не знаходяться під дном поверхневого джерела.

Список літератури

1. *Анатольевский П.А., Гальперин Л.В.* Водозабор подземных вод. – М.: Стройиздат, 1965. – 118 с.
2. *Тугай А.М.* Водоснабжение. Водозаборные сооружения. – К.: Вища школа, 1984. – 200 с.
3. *Олейник А.Я.* Расчет дополнительных фильтрационных сопротивлений горизонтальных дрена, несовершенных дрена и несовершенных скважин в двухслойном пласте // Труды координац. совещаний по гидротехнике. – Энергия. – Выпуск 35, 1967. – С.87-98.
4. *Разумов Г.А.* Проектирование и строительство горизонтальных водозаборов и дренажей. – М.: Стройиздат, 1988. – 240 с.
5. *Бочевер М.Ф. и др.* Проектирование водозаборов подземных вод. *Разумов Г.А.* Проектирование и строительство горизонтальных водозаборов и дренажей. – М.: Стройиздат, 1976. – 291 с.
6. *ДБН В.2.5-74:2013.* Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди.
7. *Тугай А.М., Тугай Я.А.* Водопостачання. Джерела та водозабірні споруди // Українсько- фінський інститут менеджменту і бізнесу. – К., 1998. – С.148-155.
8. *Тугай А.М., Орлов В.О.* Водопостачання. – К.:Знання, 2009. – 736 с..
Тугай А.М. Розрахунок і конструювання водозабірних вузлів. – К.: Будівельник, 1978. – 234 с.

Надійшло до редакції 19.12.2015

І.О. КУКЛА, аспірантка,
Інститут водних проблем і меліорації НААН

АНАЛІЗ ЗМІНИ РІВНІВ ҐРУНТОВИХ ВОД В ХЕРСОНСЬКІЙ ОБЛАСТІ ЗА ПЕРІОД 1975-2015 РОКИ

Виконано аналіз інформації про динаміку рівнів ґрунтових вод в Херсонській області за період з 1985 по 2015 роки залежно від середньорічної кількості опадів та місця розташування моніторингових свердловин. Зроблено висновок про необхідність більш інтенсивного використання ґрунтових вод у даному регіоні для запобігання підтоплення населених пунктів.

Ключові слова: рівні ґрунтових вод, атмосферні опади, техногенні навантаження, моніторингові свердловини.

Выполнен анализ информации о динамике уровней грунтовых вод в Херсонской области за период с 1985 по 2015 годы в зависимости от среднегодового количества осадков и местоположения мониторинговых скважин. Сделан вывод о необходимости более интенсивного использования грунтовых вод в данном регионе для предотвращения подтопления населенных пунктов.

Ключевые слова: уровни грунтовых вод, атмосферные осадки, техногенные нагрузки, мониторинговые скважины.

The analysis of information on the dynamics of groundwater levels in the Kherson region for the period 1985 to 2015 based on the average annual rainfall and the location of monitoring wells. The conclusion about the need for more intensive use of groundwater in the region to prevent flooding of settlements.

Keywords: ground water level, precipitation, under stress, monitoring wells.

На сьогоднішній день існує багато сучасних літературних робіт вітчизняних вчених яку стосуються проблем підтоплення Херсонської області та містять аналіз основних чинників підтоплення (як правило до 2008 року) та прогноз рівня ґрунтових вод станом до 2015 року. Метою даної роботи було перевірити чи справджуються ці прогнози на прикладі моніторингової статистичної інформації останніх років [1-4].

В роботі зроблено аналіз інформації за даними ДНВП «Геоінформ України» та «Український гідрометеорологічний центр» за період останніх років за показниками динаміки рівня ґрунтових вод по моніторинговим свердловинам в районах міст – Цюрупинськ, Гола Пристань, Генічеськ, Чаплинка, Каланчак та Скадовська (рис.1).



Рис.1. Територіальне місцезнаходження свердловин

При вилученні показників по свердловинам, які знаходяться в безпосередній близькості від водних об'єктів, що здійснюють істотний техногенний вплив на рівень ґрунтових вод, та приводячи показники по розглянутих свердловинах до середньорічних значень рівнів ґрунтових вод отримано зведені графіки залежності їх від багатьох факторів у розглянутому діапазоні часу. Не дивлячись на різні діапазони коливань рівня ґрунтових вод спостерігається незначне, але й стійке його підвищення.

Порівняння динаміки змін значень рівнів ґрунтових вод кількісними середньорічними показниками опадів за розглянутий період свідчить про поступове підвищення ґрунтових вод по розглядаємих свердловинах у Херсонській області, а порівняння результатів моніторингу за цими рівнями з прогнозними показниками, отриманими на основі точних математичних рішень задач руху підземних вод фахівцями СКТБ Інституту гідромеханіки НАН України, показало незначну їх відмінність [1].

З метою об'єктивного порівняльного аналізу залежності рівня ґрунтових вод від техногенних умов Херсонського регіону в період з 1975 по 2015 роки розглянемо існуючі показники по свердловинам в рамках одного графіка.

Порівняємо динаміку зміни значення рівня ґрунтових вод з кількісними середньорічними показниками опадів у такому ж часовому діапазоні (рис.2).

Не дивлячись на різні діапазони коливань рівня ґрунтових вод, спостерігається незначне, але стійке їх підвищення (рис.3).

Наочний порівняльний аналіз свідчить про вплив середньорічними показників опадів на динаміку зміни значення рівня ґрунтових вод.

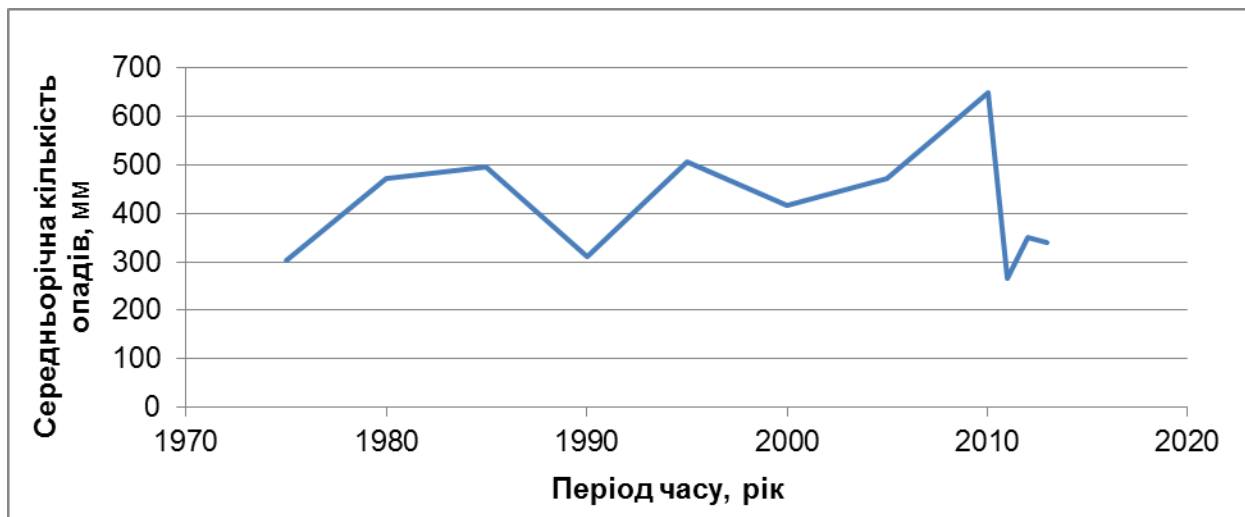


Рис.2. Середньорічні показники опадів

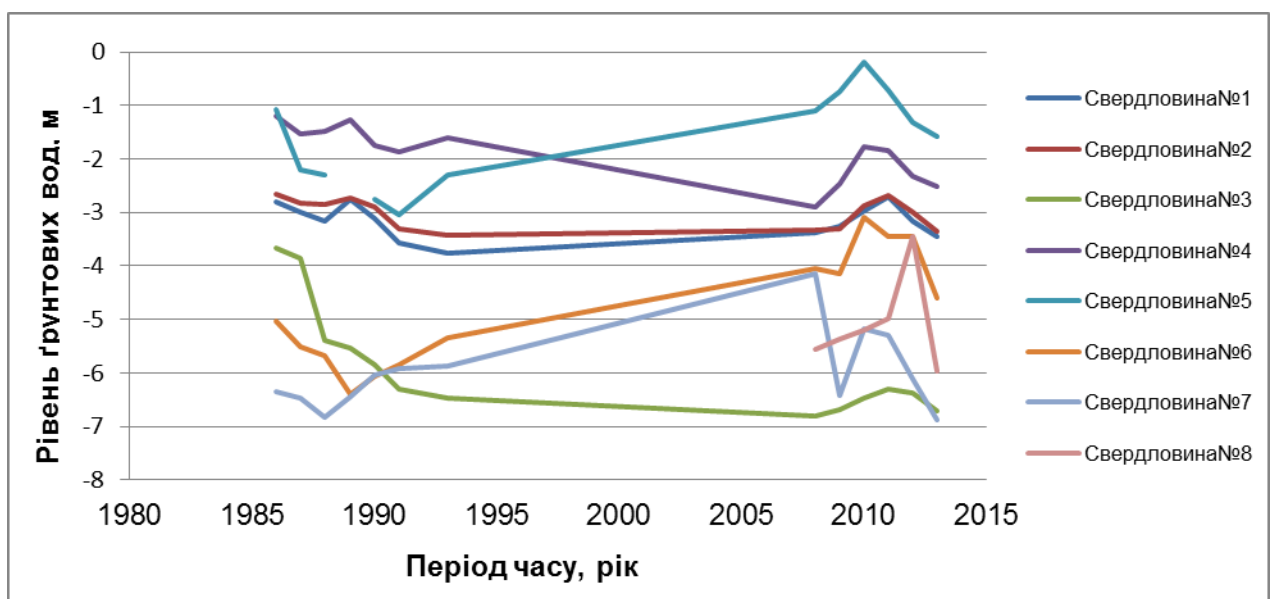


Рис.3. Зведений графік рівнів ґрунтових вод Херсонського регіону по свердловинах № 1-8

Таким чином, розглянута вище ситуація потребує більш глибокого, диференційованого дослідження водогосподарського режиму, а також впливу техногенних природних і неприродних факторів на гідрогеологічне середовище на території Херсонської області.

На основі проведених досліджень можна зробити такі висновки:

1. Спостерігається стійке підвищення рівнів ґрунтових вод в Херсонській області під впливом атмосферних опадів та інфільтрації води з поверхневих водоймищ;

2. Для стабілізації рівнів ґрунтових вод у цьому регіоні доцільно більш інтенсивно їх виконувати для зрошення сільськогосподарського водокористування.

Список літератури

1. *Аналіз впливу водогосподарчих технологій на екологічний стан потенційно-небезпечних об'єктів Херсонської області* / [Звіт про науково-дослідну роботу]. – К.: Інститут гідромеханіки. Спеціальне конструкторсько-технологічне бюро. – К., 2004. – 101 с.
2. *Методические рекомендации по расчетам защиты территорий от подтопления в зоне орошения*. – К.: Минводхоз., УССР, 1986. – 392 с.
3. *Ромащенко М.І.* Підтоплення земель півдня України. Причини та запобіжні заходи. Водне господарство України. / М.Ромащенко, Д.Савчук. – К.: Держводгосп, 1998. – №5. – С.6-12.
4. *Телима С.В.* Аналіз впливу експлуатації гідротехнічних споруд на екологічний стан прилеглих територій (на прикладі м. Нікополь) // Збірник наукових праць МНС України. – К., 1999. – Вип. І. – С. 77-81.

Надійшло до редакції 29.04.2016

УДК 504.5:628.33

В.П. МАЛІН, аспірант

М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

В.М. ГАЛІМОВА, кандидат хімічних наук

Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ

ЕФЕКТИВНІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ КАТІОНІТУ КУ-2-8 ПРИ ВИЛУЧЕННІ ІОНІВ МІДІ З ВОДИ В ПРИСУТНОСТІ ІОНІВ ЖОРСТКОСТІ

Показано, що в статичних умовах при концентрації міді від 1 до 30 мг/дм³ вилучення міді проходить неефективно як з дистильованої так і з водопровідної води. Підвищення ефективності вилучення іонів міді досягнуто в динамічних умовах. Десорбція іонів міді розчинами соляної кислоти в статичних умовах була низькою. В динамічних умовах досягнуто практично повної десорбції іонів міді розчинами соляної кислоти.

Ключові слова: катіоніт, важкі метали, іонний обмін, регенерація іоніту, моніторинг, пробопідготовка

Показано, что в статических условиях при концентрации меди от 1 до 30 мг/дм³ извлечение меди проходит неэффективно из дистиллированной так и из водопроводной воды. Повышение эффективности извлечения ионов меди достигнуто в динамических условиях. Десорбция ионов меди растворами соляной кислоты в статических условиях была низкой. В динамических условиях достигнуто практически полной десорбции ионов меди растворами соляной кислоты.

Ключевые слова: катионит, тяжелые металлы, ионный обмен, регенерация ионита, мониторинг, пробопідготовка

It is shown that at concentration of copper from 1 to 30 mg/dm³ extraction of copper takes place in static conditions inefficiently both from distilled and from tap water. Efficiency removal of copper ions achieved in dynamic conditions. Desorption of copper ions by hydrochloric acid solutions in static conditions was low. In dynamic conditions reached almost complete desorption of copper ions by solutions of hydrochloric acid.

Keywords: cation exchanger, heavy metals, ion exchange, ionite regeneration, monitoring, sample preparation

Постановка проблеми. Кінець XX та початок XXI століття ознаменувався не тільки визначними науково-технічними досягненнями, але і суттєвим погіршенням стану навколишнього природного середовища внаслідок значного його забруднення. Все більше занепокоєння з кожним роком викликає стан гідросфери. Особливо загострюється проблема захисту гідро-екосистем від забруднення на Україні, де, незважаючи на зниження обсягів промислового виробництва, інтенсивність забруднення природних вод зростає. Сьогодні в поверхневій воді України скидається більше 10 млрд.м³ стічних вод при загальній потужності очисних споруд біля 8 млрд.м³.

Гостро постають проблеми забруднення водних об'єктів важкими металами, включаючи і іони міді. Згідно роботи [1,446] концентрація іонів міді в природних водоймах Миколаївської області коливається в межах 0,0089 – 0,0108 мг/дм³, що перевищує ГДК для водойм рибогосподарського призначення (0,005 мг/дм³). А при евтрофікації водойм вміст міді у водах Бузького лиману перевищує ГДК в 2...5 разів [2,56]. В окремих притоках Дніпра відмічені концентрації іонів міді від 2,69 до 5 мг/дм³ [3,267].

Не дивлячись на те, що сполуки, які утворюються при гідролізі іонів важких металів, є малорозчинними, що сприяє створенню хибного уявлення про малий вміст важких металів у природних водоймах, реальна ситуація є значно складнішою. Обумовлено це накопиченням малорозчинних сполук важких металів у донних відкладеннях, концентруванням їх у гідробіонтах [4,269]. Як наслідок – різке підвищення концентрації важких металів у воді при евтрофікації водойм. Ці пульсації концентрацій важких металів у воді можливі до тих пір, поки вони присутні в донних відкладеннях.

Суттєве підвищення допустимих скидів по іонах важких металів спостерігається в скидах атомних електростанцій [5,73; 6,78].

Проблема в значній мірі ускладнюється відсутністю необхідного обладнання для контролю важких металів у воді. Сучасні високоточні прилади аналізу вмісту важких металів у довкіллі є дорогими. Дорогим є утримання та обслуговування таких приладів. У більшості лабораторій, що займаються моніторингом якості води у природних водоймах, такі прилади відсутні і тому на сьогодні досить важко дати реальну оцінку стану природних

водойм, особливо по характеру їх забруднення такими високотоксичними речовинами, як сполуки важких металів.

У зв'язку з цим на перший план висуваються проблеми контролю якості довкілля, оцінки впливу на якість води об'єктів господарської діяльності, розробка простих, надійних методик контролю важких металів у воді, доступних до використання в існуючих лабораторіях системи моніторингу водних об'єктів на Україні.

Мета роботи. Метою роботи було визначення ефективності застосування катіоніту КУ-2-8 для концентрування катіонів важких металів на прикладі іонів міді в процесах пробопідготовки, визначення впливу іонів жорсткості на концентрування іонів міді на катіоніті за низьких концентрацій та встановлення ступеню десорбції іонів міді з катіоніту, що знаходиться переважно в кальцій-магнієвій формі.

Методи та об'єкти дослідження. В роботі використовували сильнокислотний катіоніт КУ-2-8 в кислій та сольовій формах. В Na^+ форму катіоніт переводили при обробці 1%-ним розчином луку. Регенерацію катіоніту проводили розчинами соляної кислоти. Як модельні використовували розчини сульфату міді в дистильованій та водопровідній воді м. Києва. Концентрація міді в модельних розчинах від 1 до 200 мг/дм³.

Характеристики водопровідної води:

$\text{Ж} = 4,8 \dots 5,2$ мг-екв/дм³, $\text{C}_{\text{Ca}^{2+}} = 3,6 \dots 4,0$ мг-екв/дм³, $\text{C}_{\text{Mg}^{2+}} = 0,8 \dots 1,2$ мг-екв/дм³; $\text{Л} = 4,70 \dots 5,2$ мг-екв/дм³, $\text{C}_{\text{Cl}^-} = 37 \dots 50$ мг/дм³; $\text{C}_{\text{SO}_4^{2-}} = 47 \dots 65$ мг/дм³; $\text{pH} = 7,10$

Сорбцію проводили в статичних та динамічних умовах. При проведенні сорбції в статичних умовах об'єм іоніту 10 см³, об'єм розчину від 0,5 до 2,0 дм³, час сорбції та десорбції 2...5 діб. В динамічних умовах сорбцію проводили, фільтруючи розчин через шар іоніту об'ємом 10...20 см³ в колонці діаметром 2 см при витраті 10...15 см³/хв. Регенераційний розчин фільтрували при витраті 1...2 см³/хв. В очищеній воді контролювали вміст іонів жорсткості, міді, лужність, рівень pH.

Аналіз отриманих результатів. Одним із найпростіших методів концентрування іонів важких металів у воді є метод дистиляції. Проте, коли йдеться про дуже низькі концентрації іонів металів, коли необхідно випаровувати великі кількості води, даний метод є громіздким і не практичним. Тривалість пробопідготовки є надто великою. Тому викликає інтерес метод іонного обміну, який широко використовується для вилучення іонів з води, включаючи і іони важких металів [7,236; 8,231]. Проте застосування даного методу ускладнюється тим, що в природних та стічних водах часто присутні конкуруючі іони. Насамперед це стосується іонів жорсткості, які призводять до значного зниження ємності катіонітів по іонах важких металів при їх іонообмінному вилученні із води [9,54].

Як відомо, при сорбції катіонів із розведених розчинів на сильнокислотних катіонітах [10,560] ряд селективності по двохвалентних іонах має вид:



Із приведених даних видно, що іони жорсткості мають селективність близьку або вищу в порівнянні з іонами важких металів. Принаймні селективність іонів кальцію вища за селективність іонів міді. Це негативно впливає на сорбційну ємність катіоніту і дещо підвищує ефективність його регенерації.

Як видно з рис. 1, за відносно невисоких концентрацій іонів міді в дистильованій воді обмінна ємність катіоніту по даних іонах зростає з 7 до 300 мг-екв/дм³ при підвищенні концентрації у вихідному розчині з 5 до 200 мг/дм³. При цьому ступінь вилучення іонів міді уже при концентрації 10 мг/дм³ досягає 90,0 % і далі зростає до 99,6%. Дані показники значно зменшилися при зниженні вихідної концентрації міді до 1...15 мг/дм³ (табл.1). Час досягнення динамічної рівноваги в усіх випадках був не меншим 3-х діб.

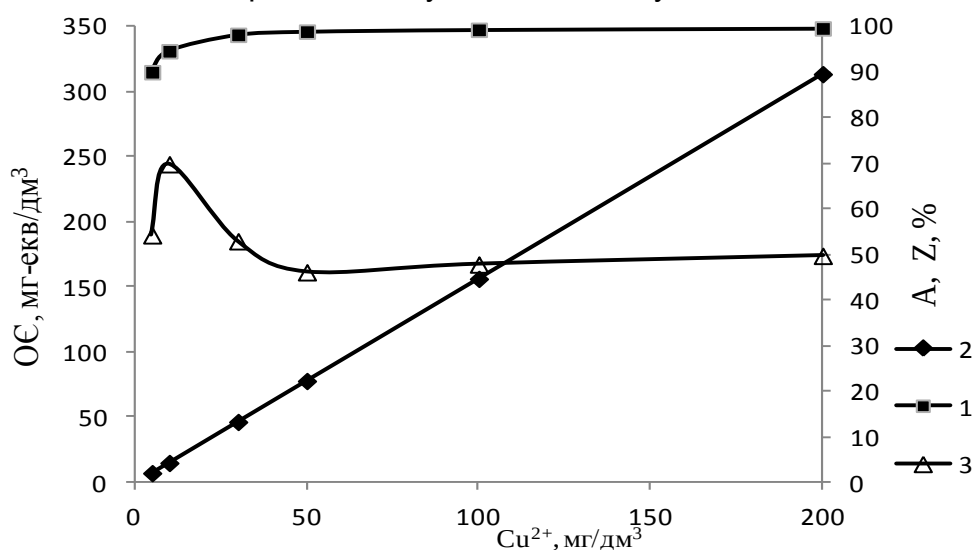


Рис. 1. Залежність ступеню очищення води від міді (A, %) (1), обмінної ємності катіоніту КУ-2-8 в Na⁺ формі по даних іонах ($V_i = 10 \text{ см}^3$) (2), ($V_p = 500 \text{ см}^3$), ступеню десорбції іонів міді 5%-ю соляною кислотою ($V_{\text{HCl}} = 50 \text{ см}^3$) (3) від початкової їх концентрації у воді під час сорбції в статичних умовах

Як видно з таблиці, ємність катіоніту в Na⁺ формі по іонах Cu²⁺ в даному випадку зростала з ~1 мг-екв/дм³ до ~20 мг-екв/дм³ при підвищенні початкової концентрації іонів Cu²⁺ з 1 до 15 мг/дм³, а ступінь їх вилучення з води змінювався в межах 55...88%. Залишкова концентрація іонів міді в дистильованій воді складала 0,45...4,95 мг/дм³, в водопровідній воді 0,37...1,8 мг/дм³. Дещо краще вилучення іонів міді з водопровідної води, ймовірно, обумовлене частковим їх гідролізом у водопровідній воді за рахунок більш високої лужності даної води, в порівнянні з дистильованою, та за рахунок вищих значень рН у водопровідній воді.

Таблиця 1

Ефективність сорбції іонів міді на катіоніті КУ-2-8 в Na^+ формі з дистильованої води (I) та водопровідної (II) води ($\text{Ж} = 5,1 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH} = 7,85$) ($V_i = 10 \text{ см}^3$, $V_p = 500 \text{ см}^3$), їх десорбції 5%-ю соляною кислотою ($V_{\text{HCl}} = 50 \text{ см}^3$) в залежності від початкової концентрації іонів міді

№ пп	C _{Cu²⁺} , мг/дм ³					Ступінь вилучення міді, А, %		ОЄ по Cu ²⁺ , мг/дм ³		Ступінь десорбції, Z,%	
	Вихідна	Після сорбції		Після десорбції							
		I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
1	1	0,45	0,37	5,70	4,40	55,0	63,0	27,5	31,5	100,0	68,8
2	2	0,50	0,44	10,00	8,70	75,0	78,0	50,0	78,0	100,0	55,8
3	3	0,69	0,72	21,20	16,80	77,0	76,0	115,5	114,0	91,8	73,7
4	5	1,12	0,90	32,75	29,75	77,6	82,0	194,0	205	58,7	72,2
5	7	1,15	1,05	35,25	30,50	83,6	85,0	292,5	290	60,2	52,8
6	10	2,5	1,25	52,00	34,50	75,0	87,5	375,0	430	69,3	40,2
7	15	4,95	1,80	64,00	59,00	67,0	88,0	502,5	660	63,7	44,7

Конкуруючого впливу іонів жорсткості у даному випадку не було відмічено, так як гранична ємність катіоніту ($\sim 20,0 \text{ мг-екв}$) значно перевищувала сумарну кількість катіонів в $0,5 \text{ дм}^3$ розчину ($\sim 2,6 \text{ мг-екв}$). За даних умов іони жорсткості практично не впливали на ефективність десорбції іонів міді в статичних умовах 5%-ною соляною кислотою. Ступінь десорбції змінювався в межах 40...100% (табл.1, рис.1).

При збільшенні об'єму розчину, при концентрації іонів міді в водопровідній воді 1 та 2 мг/дм^3 (рис. 2), з $0,5 \text{ дм}^3$ до $2,0 \text{ дм}^3$ при об'ємі іоніту 10 см^3 було відмічено підвищення обмінної ємності іоніту та зниження ступеню очищення води від міді. Підвищення ємності катіоніту при $C_{\text{Cu}^{2+}} = 2 \text{ мг/дм}^3$ було більш помітним в порівнянні з розчином з концентрацією 1 мг/дм^3 . Тоді як ступінь вилучення міді був вищим для розчину з концентрацією 1 мг/дм^3 і знижувався із збільшенням об'єму розчину з 99,9% до 62,0%, тоді як при концентрації міді 2 мг/дм^3 цей показник змінювався в межах 77...67%. Десорбція іонів міді проходила більш ефективно при більшій її вихідній концентрації.

В цілому, в статичних умовах сорбція і десорбція іонів міді на катіоніті КУ-2-8 за низьких її концентрацій в вихідних розчинах проходила неефективно. В таких умовах використання катіоніту в процесах пробопідготовки при контролі концентрацій іонів міді недоцільне через низьку ефективність сорбції та десорбції іонів міді незалежно від концентрації іонів жорсткості. Більш цікаві результати отримано при проведенні процесу в динамічних умовах. При фільтруванні розчинів сульфату міді у водопровідній воді ($C_{\text{Cu}^{2+}} = 1; 30 \text{ мг/дм}^3$) через катіоніт в кислій формі (рис. 3) ($V_i = 10 \text{ см}^3$) спостерігалось як значне пом'якшення води так і її очищення від іонів міді.

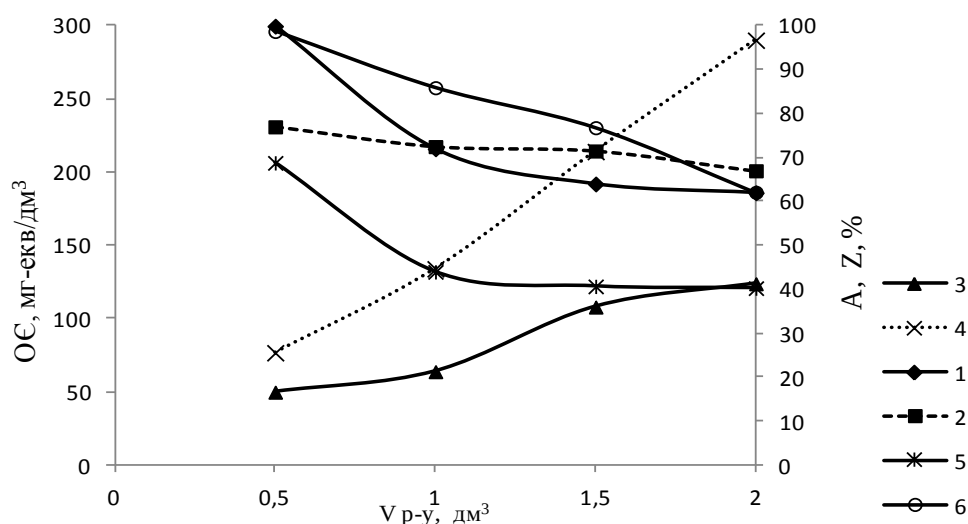


Рис. 2. Залежність ступеню очищення води від міді (А, %) (1;2), обмінної ємності катіоніту КУ-2-8 в Na^+ формі ($V_i = 10 \text{ см}^3$) по іонах міді (3;4) при сорбції та ступеню їх десорбції 5%-ним розчином соляної кислоти ($V_{\text{HCl}} = 50 \text{ см}^3$) (5;6) від об'єму вихідного розчину міді в водопровідній воді при концентрації міді 1 (1; 3; 5) та 2 (3; 4; 6) мг/дм^3

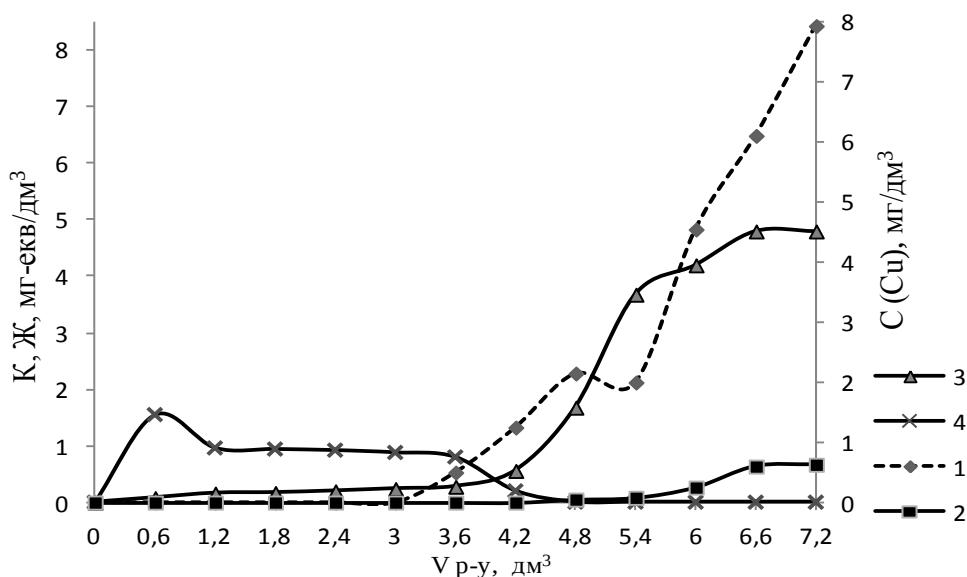


Рис. 3. Залежність залишкової концентрації іонів міді (1; 2), жорсткості (3), кислотності (4) від пропущеного об'єму розчину сульфату міді ($C_{\text{Cu}}^{2+} = 30 \text{ мг/дм}^3$ (1; 3; 4); $C_{\text{Cu}}^{2+} = 1 \text{ мг/дм}^3$ (2)) в водопровідній воді ($\text{Ж} = 4,8 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{pH} = 7,72$) через катіоніт КУ-2-8 ($V_i = 10 \text{ см}^3$) в кислій формі ($\text{ОДЄ}_1 = 520,9 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ОДЄ}_2 = 16,3 \text{ мг-екв/дм}^3$, $\text{ПОДЄ}_3 = 2196,0 \text{ мг-екв/дм}^3$)

При цьому мідь вилучалась повністю за початкової концентрації іонів міді 30 мг/дм³ в перших 3 дм³ води, за концентрації 1 мг/дм³ – в перших 4 дм³ води. При цьому жорсткість води знижувалась до 0,08...0,28 мг-екв/дм³. Ступінь очищення від іонів міді в 6 дм³ води сягав 99,6...100,0 % незалежно від початкової концентрації іонів міді (рис. 4).

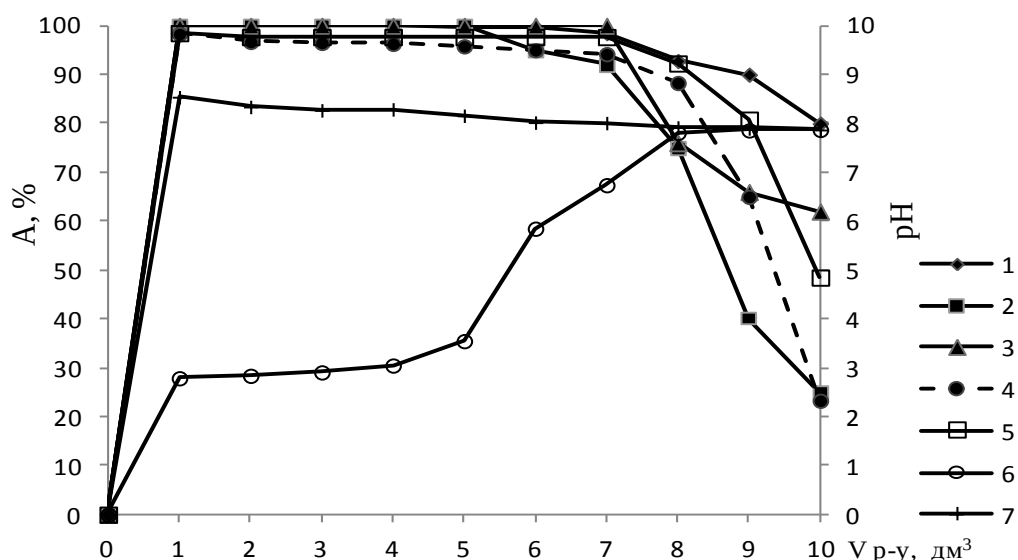


Рис. 4. Залежність ступеню вилучення іонів міді (1; 2; 3), іонів жорсткості (4; 5), та реакції середовища (6; 7) від об'єму пропущеної водопровідної води (Ж = 5,2 мг-екв/дм³, pH = 7,86) з концентрацією іонів міді 30 (1; 4; 6), 2 (3; 5; 7) та 1 (2) мг/дм³ через катіоніт КУ-2-8 ($V_i = 20 \text{ см}^3$) в H^+ (1; 2; 4; 6) та Na^+ (2; 7) формі

При цьому ступінь пом'якшення води сягав 95,0...98,3%. Цікаво відмітити, що навіть після досягнення практично повної ємності іоніту по іонах жорсткості, концентрація іонів міді на виході не перевищувала 7,94 мг/дм³ для розчину з початковою їх концентрацією 30 мг/дм³, і 0,63 мг/дм³ для розчину з початковою концентрацією 1 мг/дм³. Це обумовлено витісненням з іоніту іонів магнію, по яких селективність іоніту нижча, як по іонах міді.

При використанні катіоніту в Na^+ формі при концентрації іонів міді 2 мг/дм³ проскок іонів міді виявлено лише після фільтрування 7 дм³ води (рис. 5).

При подальшому фільтруванні води ступінь вилучення іонів міді знижується до 75,0 та до 62,0% (рис. 4). В цілому ступінь вилучення міді в останніх пробах вищий при її вихідній концентрації 30 мг/дм³, в порівнянні із концентраціями 2 та 1 мг/дм³, і знижується із зниженням концентрації. Це обумовлено тим, що в цілому ємність іоніту по іонах міді зростає із підвищенням їх вмісту у вихідному розчині. В усіх випадках ефективність вилучення іонів міді знижується по мірі переходу іоніту з кислої або Na^+ форми в Ca^{2+} , Mg^{2+} форму.

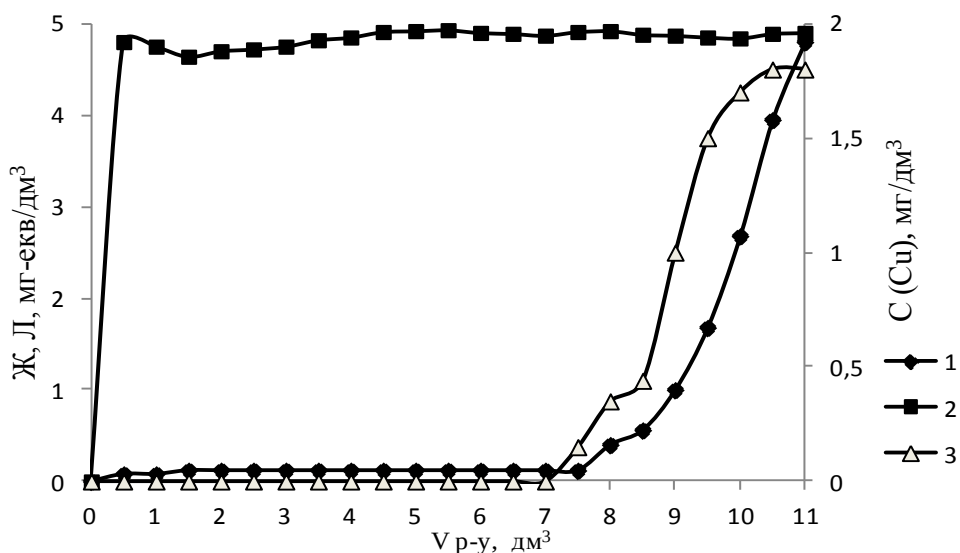


Рис. 5. Залежність залишкової жорсткості (1), лужності (2) водопровідної води ($Ж = 5,2$ мг-екв/дм³, $Л = 4,9$ мг-екв/дм³, $pH = 7,86$), концентрації іонів міді (3) ($C_{Cu^{2+}} = 2$ мг/дм³) від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 ($V_i = 20$ см³) в Na^+ формі ($ПОДЄ_1 = 2224$ мг-екв/дм³, $ОЄ_3 = 28,3$ мг-екв/дм³)

Ємність іоніту по іонах міді при вихідній концентрації 30 мг/дм³ в водопровідній воді складає 520 мг-екв/дм³, при концентрації 2 мг/дм³ – 28,3 мг-екв/дм³, при 1 мг/дм³ – 16,3 мг-екв/дм³. Ємність по іонах жорсткості в даному випадку для іоніту в кислій формі складала 2196 мг-екв/дм³, для іоніту в Na^+ формі – 2224 мг-екв/дм³. Тобто, перехід від кислої до сольової форми іоніту мало впливає на його ємність як по іонах міді, так і по іонах жорсткості.

Цікаво відмітити, що при співвідношенні концентрацій іонів жорсткості до концентрацій іонів міді в г-екв/дм³ 5,1; 82,6; 152,5 при зниженні вмісту міді у водопровідній воді від 30 до 1 мг/дм³, співвідношення ємностей іоніту по іонах жорсткості та міді складає відповідно 4,29; 78,6 та 134,7. Це свідчить про незначну перевагу в міді по селективності у порівнянні з іонами жорсткості, що обумовлено значним вмістом у воді іонів магнію 0,8 – 1,2 мг-екв/дм³. Проте у вибраному діапазоні концентрацій іонів міді та іонів жорсткості їх співвідношення в сорбенті в порівнянні з розчином досить близьке. Збільшення відносного вмісту міді в сорбенті, в порівнянні з розчином, сягає 5...20 %.

При проведенні сорбції на катіоніті в кислій формі pH розчину, по мірі його переходу з H^+ в Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cu^{2+} – форму, зростає з 2,79 до 7,87. При використанні іоніту в Na^+ формі pH в перших пробах піднімається до 8,54 і поступово знижується до 7,87.

Таким чином в динамічних умовах на катіоніті в Na^+ формі можна повністю вилучити мідь з водопровідної води при співвідношенні об'єму води до об'єму іоніту 700. Проте важливим у даному випадку є і ефективність десорбції іонів міді з іоніту.

Так як при контролі концентрації іонів важких металів в присутності іонів жорсткості доцільно використовувати метод полярографії, де проби

готують в розчинах соляної кислоти, то для десорбції міді з іоніту були використані розчини HCl з концентрацією 1,9 та 3,6 г-екв/дм³. Результати приведені на рис. 6. При застосуванні даних розчинів кислоти досягнуто повної десорбції іонів міді та іонів жорсткості. Повної десорбції іонів міді при кислотності розчину 1,9 н досягнуто при пропусканні 160 см³ розчину через 20 см³ іоніту. Питома витрата розчину 8 см³/см³. В разі 3,6 н розчину кислоти повної десорбції міді досягнуто при питомій витраті розчину 5 см³/см³ (об'єм розчину – 100 см³). Концентрація міді після змішування всіх проб досягла 103,77 мг/дм³. Якщо врахувати, що в розчині, з якого виділяли мідь, її концентрація була 1 мг/дм³, то можна сказати, що в даному випадку досягнуто підвищення її концентрації більше як у 100 разів.

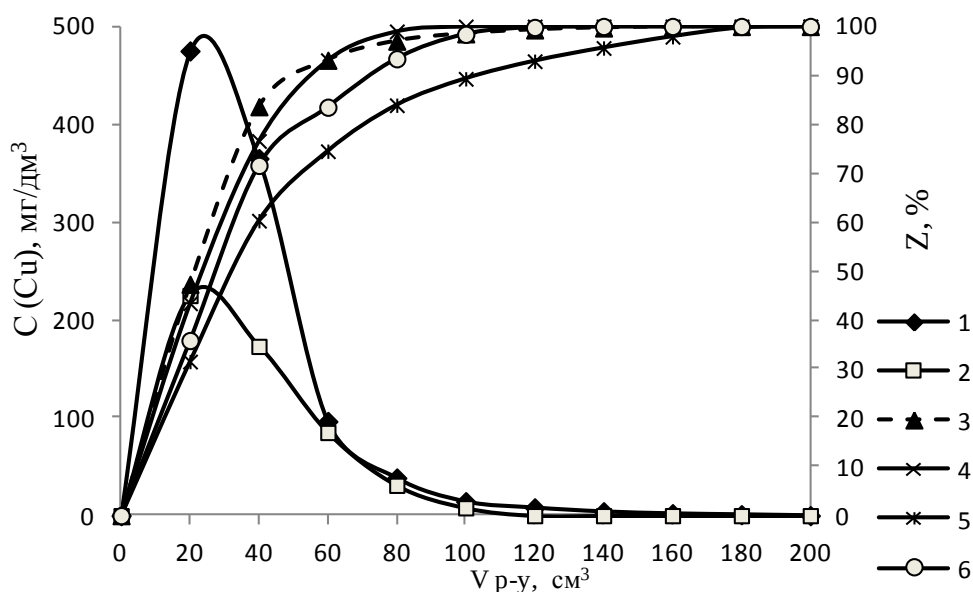


Рис. 6. Залежність вихідної концентрації іонів міді (1; 2), ступеню десорбції іонів міді (3; 4) та іонів жорсткості (5; 6) від витрати розчину соляної кислоти з кислотністю 1,9 (1; 3; 5) та 3,6 (2; 4; 6) г-екв/дм³ при регенерації катіоніту КУ-2-8 в Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cu^{2+} формі ($V_i = 20$ см³) (маса сорбованої міді 20,10 мг (1; 3; 5) та 10,38 мг (2; 4; 6))

Таким чином, метод іонного обміну може бути перспективним для концентрування іонів міді в процесах пробопідготовки при контролі іонів міді в природних та стічних водах, що містять іони жорсткості.

Висновки

1. Вивчено процеси вилучення іонів міді з води на катіоніті КУ-2-8 в кислій та сольовій формах в статичних та динамічних умовах. Визначено вплив іонів жорсткості на сорбційну ємність іоніту по міді. Показано, що в статичних умовах ємність іоніту по міді різко знижується при зниженні її концентрації у воді так само, як і ступінь очищення води від іонів міді.

2. Показано, що при збільшенні співвідношення об'ємів вода : іоніт в статичних умовах за концентрації міді в водопровідній воді 1 та 2 мг/дм³, ємність іоніту зростає із збільшенням об'єму розчину при зниженні ступеню вилучення міді з 99,9 % до 62 %. Ступінь десорбції іонів міді з іоніту в Ca^{2+} ,

Mg²⁺, Cu²⁺ формі при обробці 5% - ною соляною кислотою в статичних умовах сягає 40...98,7 %.

3. Ефективність вилучення іонів міді з водопровідної води при початкових концентраціях міді 1...30 мг/дм³ досягнуто в динамічних умовах при використанні катіоніту в кислій та сольовій формах. Повної десорбції іонів міді 1,9 та 3,6 н розчинами соляної кислоти досягнуто при питомій витраті розчину 5...8 см³/см³. В окремих випадках концентрація міді в регенераційному розчині в 100 разів вища в порівнянні з вихідним розчином, що дає можливість застосовувати метод іонного обміну в пробопідготовці при аналізі міді в воді за низьких її концентрацій.

Список літератури

1. Трохименко Г.Г. Дослідження накопичення важких металів у донних відкладеннях Бузького лиману за допомогою атомно-абсорбційної спектрофотометрії. /Трохименко Г.Г., Циганюк Н.В. //Збірник матеріалів II Міжнародної науково-технічної конференції, присвяченої 20-річчю незалежності України «Інновації в суднобудуванні та океанотехніці». – Миколаїв, 2011. – С. 446 – 448.

2. Шумілова О.О. Дослідження впливу евтрофікації на вторинне забруднення Бузького лиману важкими металами /Шумілова О.О., Трохименко Г.Г. //Вісник НУК: електронне видання. – № 1. – Миколаїв: Видавництво НУК, 2012. – С. 56 – 62.

3. Трохименко Г.Г. Визначення пріоритетних металів-забрудників у поверхневих водах р. Інгулець. Трохименко Г.Г., Циганюк Н.В. //Матеріали VIII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екології та енергозбереження». – Миколаїв: Видавництво НУК, 2013. – С. 267 – 274.

4. Циганюк Н.В. Встановлення вмісту важких металів у донних відкладеннях Бузького лиману за допомогою атомно-абсорбційної спектрофотометрії. //Циганюк Н.В., Трохименко Г.Г. //Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми екології та енергозбереження в суднобудуванні». – Миколаїв, 2012. – С. 269 – 271.

5. Мороз Н.А. Содержание тяжелых металлов и минерализация поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС [Текст] / Н.А. Мороз, И.А. Черкашин // Сб. научн. Тр. СИЯЭиП. – 2004. – №10 – С. 73 – 78.

6. Мороз Н.А. Гидрохимический мониторинг поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС [Текст] / Н.А. Мороз, В.А. Седнев, И.А. Черкашин // Пром. Теплотехника. – 2005. – Т. 27, № 2– С. 78 – 87.

7. Мешкова-Клименко Н.А. Інтенсифікація технологічних процесів комплексного очищення стічних вод промислово-урбаністичних центрів / Мешкова-Клименко Н.А., Енсян С.М., Гомеля М.Д., Нездоймінов В.І., Чернишев В.М., Кашковський В.І., Кавінська А.О, Смолін С.К., Євдокименко В.О. – К.: ТОВ «ТО Ексклюзив», 2013 – С. 236

8. Грейвер М.Б. Очистка сульфатного кобальтового электролита от меди и никеля методом ионного обмена / Грейвер М.Б., Кожухов С.Б., Юрьев А.И., Большаков Л.А. // Тезисы докладов 13 Российской конференции по

экстракции «Экстракция в гидрометаллургии, радиохимии, технологии неорганических и органических веществ». – М. – 2004. – С. 231 – 232.

9. *Макаренко І.М.* Оцінка впливу іонів твердості на ефективність очищення води від іонів міді / І.М. Макаренко, Ю.В. Носачова, О.І. Іваненко // Вісник НТУУ «КНУ». Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження». – 2014. № 1 (12). – С. 54 – 59.

10. *Пиккеринг У.Ф.* Современная аналитическая химия. – М. «Химия». – 1977. – 560 с.

Надійшло до редакції 12.04.2016

УДК 628.13: 164: 171: 179

А.Н. НАЗАРЕНКО, кандидат технических наук

И.С. ЛОЙКО, магистрант

Запорожская государственная инженерная академия

МЕТОДОЛОГИЯ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ВЕЛИЧИНЫ ОТЛОЖЕНИЙ В ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ КОММУНИКАЦИЯХ

Запропонована концепція визначення величини відкладень у трубопроводах для зменшення раптових перерв в роботі основного обладнання. Наведено методику розрахунку концентрації домішок та оцінки їх впливу на циркуляційну воду для запобігання відкладенням у трубопроводах.

Ключові слова: жорсткість, водно-хімічний режим, інтенсивність утворення відкладень, моніторинг, стабільність води.

Предложена концепция определения величины отложений в трубопроводах для снижения простоя основного оборудования.. Предложена методика, расчета концентраций примесей и оценки их влияния на циркулирующую воду для предотвращения отложений в трубопроводах.

Ключевые слова: жесткость, водно-химический режим, интенсивность образования отложений, мониторинг, стабильность воды.

The conception of determining the value of sediments in pipes and reduce downtime of equipment is proposed. The conceptions contains a number of measures for the calculation of concentrations of contaminants and assess their impact on the circulating water and prevent sediments in pipes

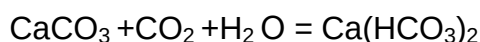
Keywords: hardness, water chemistry, intensive formation, monitoring, water stability.

Образование плотных солевых отложений, в первую очередь карбонатных в системах водоснабжения мокрых газоочисток металлургических производств является сложным физико-химическим процессом. Интенсивность таких отложений и зависит от их химического состава отложений и от конструктивных особенностей очистных сооружений [1].

Об особенностях и сложности определения факторов, влияющих на процесс образования солевых отложений, свидетельствуют многие из проведенные исследования оборотных циклов водоснабжения газоочисток доменных печей. Проведенные авторами ряд исследований позволили отметить, что интенсивное отложение карбонатных солей наблюдается преимущественно в нижней части скрубберов, оросителях в градирнях и запорной арматуре. В результате образования отложений падает охлаждающий эффект градирен, снижается эффективность работы трубопроводов, выходит из строя запорная и регулирующая арматура [2, 3].

Карбонатные отложения образуются при распаде солей карбонатной жесткости. Процесс проходит в **два этапа**.

На **первом этапе** карбонатный ион в условиях повышенного давления в трубопроводе переходит в бикарбонатную двуокись углерода доменного газа, содержание которого составляет 17...19%.



Теоретическое количество растворенной углекислоты C_{CO_2} (мг/л) может быть получено по формуле

$$C_{\text{CO}_2} = r_{\text{CO}_2} \times P_{\text{CO}_2} / 760, \quad (1)$$

где r_{CO_2} – растворимость углекислоты (мг/л) при ее парциальном давлении 760 мм рт.ст. и определенной температуре воды (например, для $t = 60^\circ\text{C}$ $r_{\text{CO}_2} = 580$ мг/л); P_{CO_2} – парциальное давление углекислоты (мм рт.ст.).

$$P_{\text{CO}_2} = C_{\text{CO}_2} \times P_{\text{газа}} / 100\%; \quad (2)$$

C_{CO_2} – концентрация углекислоты в газе, (%); $P_{\text{газа}}$ – давление газа в скруббере, (мм рт.ст.).

Полное давление газа в скруббере в процессе исследований было равно 0,1502 Мпа (1141,5 мм рт.ст.).

Парциальное давление углекислого газа в колошниковом газе в этом случае составляет

$$P_{\text{CO}_2} = 0,175 \times 1141,5 = 199,76 \text{ мм рт.ст.} \quad (3)$$

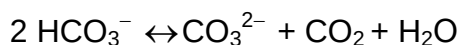
Теоретическая концентрация растворенного углекислого газа в такой воде составляет

$$C_{\text{CO}_2} = \frac{580 \times 199,76}{760} = 152,45 \text{ мг/л.} \quad (4)$$

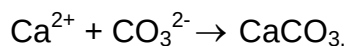
При выходе из скрубберов давление понижается до атмосферного, а концентрация углекислого газа в шламовой воде снижается примерно до 100 мг/л. Аналитически определенная концентрация углекислого газа, в среднем составляет 72,3 мг/л. Следует отметить, что в определенные

периоды (например, за 21.05.2015) концентрация CO_2 достигала 92,66 мг/л, то есть была близка к теоретическому значению.

При определенных уровнях температуры, давления и pH устанавливается фактическое равновесие содержащейся в воде углекислотных соединений



На **втором этапе** при выходе сточных вод из газоочистных сооружений в открытые шламовые лотки, при условии углекислотного равновесия – падает абсолютное давление, температура и парциальное давление. При этом, вследствие выделения в атмосферу свободной углекислоты, общее равновесие сдвигается вправо. В результате сдвига кислотного равновесия начинается разложение бикарбонатных ионов с образованием карбонатных ионов и двуокиси углерода, происходит довосстановление равновесия. Выделившаяся при распаде бикарбонатных ионов углекислота улетучивается, а избыток карбонатных ионов вступает в реакцию с ионами кальция.



Образовавшийся карбонат кальция осаждается на контактирующей с водой поверхностях как трубопроводов, так и очистных сооружений, а также на взвешенных веществах, являющихся в данном случае центрами кристаллизации.

Приведенный выше механизм образования карбонатных отложений дан в самой упрощенной форме. Однако, вышеуказанные реакции могут выступать основой для понимания процессов образования отложения при разработке способов их предотвращения в системах оборотного водоснабжения.

Следует отметить, что для систем *охлаждения* оборудования, концентрация взвешенных веществ не играет существенной роли для кристаллизации карбоната кальция, поскольку разработаны и применяются достаточно эффективные способы борьбы с отложениями.

Однако для систем с *технологическим приростом солей* и наличием взвешенных веществ, применение указанных способов не всегда обосновано; в каждом конкретном случае требуется проведение специальных физико-химических исследований для разработки эффективных способов предотвращения солевых отложений в условиях перевода систем водоснабжения на замкнутый режим работы без сброса сточных вод в открытые водоемы.

Для оценки состояния системы необходимо по аналитическим уравнениям рассчитать равновесные концентрации определяемых компонентов системы. Практически рассчитывается равновесная концентрация свободной двуокиси углерода, при различных концентрациях кальция и гидрокарбонатов в зависимости от физических условий (температура, давление) и химического состава воды. Авторами были проведены расчеты по известным методиками с некоторыми изменениями.

Расчет интенсивности отложений карбоната кальция в оборотном цикле водоснабжения.

По данным ряда исследования [4,5] наибольшая интенсивность отложений карбоната кальция в оборотных циклах наблюдается на участке от очистных сооружений до градирни.

Согласно расчетам авторов, в трубопроводе от безнапорных циклонов до вентиляторной градирни из оборотной воды в осадок выпадает в среднем избыток карбоната кальция в количестве 6,5 г/м (0,0065 кг/м). Время пребывания воды на этом участке составляет около 3 мин. За это время при расходе потока порядка 3180 м³/ч смесь проходит по трубопроводу расстояние около 69,3 м. В осадок выпадает карбонат в количестве $m = 0,0065 \times 69,3 = 451 \text{ г}$ (0,451 кг).

При площади внутренней поверхности трубопроводов порядка 603 м² удельная интенсивность отложений (ИО) составит:

$$\text{ИО} = 0,451 / 603 = 7,47 \times 10^{-4} \text{ кг/м}^2. \quad (5)$$

При перерасчете на период в 1 час рассчитанная величина составит:

$$\text{ИО} = 7,47 \times 10^{-4} \times 60 / 1,3 = 0,034 \text{ кг/м}^2 \times \text{ч} \text{ (34,52 г/м}^2 \times \text{ч)}. \quad (6)$$

При удельном весе карбоната кальция 2,7 г/см³ высота слоя годовых отложений составит:

$$h = \frac{34,52}{2,7 \times 10^{-4}} \times 8760 = 112 \text{ см/год},$$

где 8760 ч – расчетная длительность работы оборотного цикла в течение года.

Однако, при просмотре состояния внутренней поверхности трубопровода через год работы был обнаружен слой карбоната кальция толщиной 0,4 см (то есть фактически почти на порядок меньше).

По мнению авторов, такое расхождение между *теоретическим* и *фактическим* результатом может быть связано с **особой** ролью в процессах кристаллизации карбоната наличия в циркуляционной воде **взвешенных веществ**. Такого же мнения придерживаются, например, и авторы [4,5]. Ими было предложено для предотвращения карбонатных отложений вводить в оборотные циклы искусственно приготовленные зернистые присадки. В описанном нами случае роль таких присадок могут выполнять **взвешенные частицы** [5]. Далее приведены наши расчеты, подтверждающие такое предположение.

По данным наших расчетов, масса взвешенных веществ в осветленной воде после гидроциклонов в расчете на 1 м длины трубопровода составляет около 192 г/м (0,192 кг/м). Средний эквивалентный диаметр частиц взвеси составляет порядка 20 микрон (2 × 10⁻³ см = 2 × 10⁻⁶ м).

Тогда вес одной такой частицы составит порядка:

$$M = \frac{1}{6} \pi d^3 \gamma = \frac{1}{6} \times 3,14 \times (2 \times 10^{-3})^3 \times 2 = 8,04 \times 10^{-9} \text{ г}, \quad (7)$$

где γ – удельный вес взвешенной частицы (около 2 г/см³).

За один час в трубопроводе длиной 69,3 м пройдет общая **масса** взвешенных частиц:

$$G_{\text{взв}} = 0,192 \times 69,3 = 13,3 \text{ кг}, \quad (8)$$

а их количество составит около:

$$n = \frac{G_{\text{взв}}}{g_{\text{взв}}} = \frac{13,3}{8,04 \times 10^{-9}} = 1,65 \times 10^9 \text{ ед/ч}. \quad (9)$$

Суммарная площадь поверхности такой массы взвешенных частиц:

$$S_{\text{взв}} = 3,14 \times d_g^2 = 3,14 \times (2 \cdot 10^{-3})^2 = 1,26 \times 10^{-5} \text{ см}^2 = 1,26 \times 10^{-9} \text{ м}^2.$$

Из общего количества выпавшего в осадок карбоната кальция на поверхности трубопровода осаждается:

$$G_{\text{CaCO}_3}^n = 451 \times 3,35 \times 10^{-2} = 15,1 \text{ г}. \quad (10)$$

Тогда интенсивность отложения карбоната кальция составит:

$$\text{ИО} = \frac{G_{\text{CaCO}_3}^n}{S_{\text{ТР}}} = \frac{15,1}{603} = 1,15 \text{ г/м}^2 \cdot \text{ч}, \quad (11)$$

а суммарная толщина слоя карбоната кальция, образующегося в течение года на поверхности трубопровода, будет равна:

$$S = \frac{\text{ИО}}{\rho} = \frac{1,15}{2,7 \cdot 10^4} \times 8760 = 3,74 \text{ мм/год} \quad (12)$$

Таким образом, полученное расчетным путем значение толщины слоя карбоната кальция практически совпадает с фактически замеренной величиной (4 мм/год).

Изложенную методику расчета можно применить для прогнозирования интенсивности отложений карбоната кальция в системах водоснабжения газоочисток металлургических агрегатов в зависимости от физико-химических характеристик оборотных вод, концентрации взвешенных веществ, а также их дисперсного состава.

В проведенной работе ставилась задача найти возможность отслеживать данные зависимости в рабочем процессе. В связи с этим обследованию подверглись все цеха металлургического предприятия для выявления тепловой нагрузки каждого охлаждаемого элемента и степени влияния на искомую величину – толщину отложений, S , мм/год. Особенно интересные, по нашему мнению, результаты были получены, в основном, на ответственных геометрически рассчитываемых элементах.

Данные исследований и расчетов авторов представлены ниже в табл. 1 и табл. 2.

Всего в оборотном цикле обследованной системы выпадает в осадок порядка 202 кг/ч карбоната кальция; из них основная масса – 201 кг/ч осаждается на шламе и выводится из системы, и лишь около 1 кг/ч осаждается на поверхностях трубопроводов и очистных сооружений.

Выводы

- аналитически определено количество карбоната кальция в системе оборотного водоснабжения, проходящее по трубопроводу и выпадающее в осадок;
- разработана программа и методика последовательности математического моделирования водно-химического режима промышленного предприятия с подтверждением корректности предложенной модели;
- выполнен пример расчета толщины карбонатных отложений на поверхности водоохлаждаемых элементов с учетом качества оборотной воды.

Таблица 1

**Определение толщины отложений в торцевых газовых горелках
в зависимости от качества исходной воды и водного баланса**

Наименование элемента	Часы работы, ч	Карбонатная жесткость цирк воды, мг-экв/дм ³	P ₁ , %	P ₂ , %	P ₃ , %	K _y	Толщина отложений, мм/год
Отопительные торцевые газовые горелки	8 048	2,687	0,255	18,291	18,622	1,014	1,913
Торцевая кислородная фурма	8 048	2,687	0,279	20,033	20,395	1,014	2,095
Взрывные фурмы шлаковиков	8 048	2,687	0,297	21,291	21,676	1,014	2,227
Шибера наклонные в борах	8 048	2,687	0,279	20,033	20,395	1,014	2,095
Охлаждение рамы шибера	8 048	3,362	0,096	0,286	0,453	1,268	0,047
Охлаждение языка	8 048	3,071	0,158	0,923	1,152	1,159	0,118
Сводные кислородные продувочные фурмы	8 048	2,732	0,23	7,358	7,658	1,031	0,787
НЗТЖС через свод	8 048	3,193	0,131	0,57	0,773	1,205	0,079
Охлаждение подшипников вентиляторов	8 048	3,29	0,111	0,388	0,569	1,241	0,058

Таблица 2

**Определение толщины отложений в холодильниках шлаковых
отверстий в зависимости от качества исходной воды и водного баланса**

Наименование элемента	Часы работы, ч	Карбонатная жесткость цирк воды, мг-экв/дм ³	P1, %	P2, %	P3, %	Ky	Толщина отложений, мм/год
Холодильники шлаковых отверстий (летка)	8 008	2,687	0,343	24,581	25,026	1,014	2,558
Заслонки рабочих окон	8 008	2,687	0,247	17,706	18,027	1,014	1,843
Газокислородн ые горелки торцевые	8 008	3,04	0,165	1,048	1,283	1,147	0,131
Разгрузочные балки вертикальных каналов	8 008	3,053	0,162	0,996	1,228	1,152	0,126
Заливочные желоба	8 008	3,052	0,162	0,998	1,231	1,152	0,126

Список литературы

1. *Lawrence D.P.* Environmental impact assessment: Practical Solutions to Reccurent Problems // Hoboken: JohnWiles @ Son. – 2003. – 578 p.
2. *Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G.* (eds). Bioindicators and biomonitors. Principles, concepts and application // Handbook. Elsevier Science Ltd. – 2003. – 1017 p.
3. *Вахлер В.Л.* Водоснабжение и водоотведение на металлургических предприятиях. – М., 1977. – 263 с.
4. *Крушель Г.Е.* Образование и предотвращение отложений в системе водяного охлаждения. – М.:Госэнергоиздат, 1965. – 189 с.
5. *Андоньев С.М.* Особенности промышленного водоснабжения. – К.: Будівельник, 1981. – 246 с.

Надійшло до редакції 29.03.2016

Н.П. НЕЧИТАЙЛО, кандидат технических наук

Е.Н. КОСЮК, аспирант

ИНГИБИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ОТЛОЖЕНИЯ МАЛОРАСТВОРИМЫХ СОЛЕЙ В БАРОМЕМБРАННОГО ПРОЦЕССАХ И ОБОРОТНЫХ СИСТЕМАХ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Вивчено вплив фосфоровмісних комплексонів на відкладення малорозчинних солей в системах зворотнього осмосу та відкритих системах охолодження води. Надані рекомендації щодо регенераційних промивок мембранных контурів.

Ключові слова: солі, зворотній осмос, зворотні системи водопостачання, промивка мембран.

Изучено влияние фосфорсодержащих комплексонов на отложения малорастворимых солей в системах обратного осмоса и открытых системах охлаждения воды. Даны рекомендации относительно регенерационных промывок мембранных контуров.

Ключевые слова: соли, обратный осмос, оборотные системы водоснабжения, промывка мембран.

There have been studied an effect of phosphorus-containing complexones at the sediments in the reverse osmosis system and open cooling water systems. Recommendations on regeneration washes membrane units.

Keywords: salt, reverse osmosis, reverse water supply, cleaning of the membranes.

Наиболее развивающимися методами в водоочистке и водоподготовке на сегодняшний день являются мембранные методы: ультрафильтрация, нанофильтрация и обратный осмос [1]. Среди основных достоинств данных способов очистки воды следует отметить их высокую эффективность и низкие капитальные затраты.

Однако процесс эксплуатации мембранных методов сопровождается загрязнением поверхности мембраны. Только 3...5% снижение производительности мембранных установок объясняется уплотнением их капиллярно-пористой структуры [2], в остальном причиной падения выхода пермиата и повышением электропроводимости является образование на мембране минеральных осадков, гидроокисей металлов, коллоидных пленок органического и биологического происхождения.

При повышении температуры и pH исходной воды равновесие между бикарбонатами и карбонатами сдвигается в сторону карбонатов. В присутствии сульфатов, силикатов, гидроокисей железа и марганца на

поверхности мембраны образуются малорастворимые минеральные отложения.

Одним из способов предотвращения загрязнения мембраны является дозирование в поток исходной воды антискаланта – ингибитора осадкообразования.

Долгое время для ингибирования процессов осадкообразования в установках обратного осмоса использовали неорганические полифосфаты и подкисление соляной или серной кислотой.

Однако жесткие экологические требования по содержанию фосфатов в сбрасываемом в дренаж концентрате лимитируют использование полифосфатов. Известно, что один грамм триполифосфата натрия при попадании в водоем способствует интенсивному развитию 5...10 кг водорослей [3]. Более того, полифосфаты склонны к гидролизу. Образование ортофосфатов может привести к дополнительным осадкам на поверхности мембраны.

Более эффективными антискалантами являются фосфоросодержащие комплексоны – фосфонаты, которые способны ингибировать осадкообразование при больших значениях карбонатной жесткости и pH, что позволяет полностью отказаться от подкисления.

Механизм действия фосфоновых кислот основан на явлении порогового эффекта. При введении ингибитора в воду, образуются устойчивые комплексы с ионами кальция, которые за счет дипольного момента адсорбируются на поверхности зародышей кристалла [4].

Из числа фосфонатов наибольшее распространение в качестве антискалантов получили производные нитрилотриметилфосфоновой (НТФ) и оксиэтилидендифосфоновой кислоты (ОЭДФ).

Величина порогового эффекта зависит от природы отложений и применяемого антискаланта. Так ингибитор торговой марки OSM 610 на основе фосфоновых кислот эффективен для ингибирования карбоната и сульфата кальция, и малоэффективен для силикатных отложений. Рабочая дозировка OSM 610 находится в интервалах от 1...10 мг/л и зависит от жесткости исходной воды и содержания общего железа.

НТФ и ее производные более активны в плане ингибирования осадкообразования на поверхности мембраны, чем ОЭДФ; удельный расход НТФ существенно ниже за счет наличия в структуре аминогруппы.

Особый интерес представляют смеси фосфоновых кислот. Автором установлено, что использование смеси ОЭДФ и НТФ значительно эффективней, чем отдельных компонентов. Это может быть объяснено явлением синергизма, как взаимного усиления компонентов антискаланта, приводящего к превышению их ингибиторного аддитивного эффекта.

При высоком содержании в воде соединений кремния эффективность применения кислотных антискалантов значительно снижается. При низком значении pH растворимость кремния минимальна. Поэтому использование щелочного антискаланта позволяет повысить растворение

кремнесоединений и предотвратить образования геля на поверхности мембраны.

Среди недостатков ОЭДФ и НТФ следует отметить их нестабильность в гипохлоритных средах. По этой причине для предотвращения биологического загрязнения мембранных элементов рекомендуется использовать биоциды неокислительного типа.

Деление биоцидов на окисляющие и неокисляющие объясняется механизмом их действия. Окислительные биоциды (хлор-, бром-, йодопроизводные, озон, перекись водорода) воздействуют на пленку как снаружи, так и изнутри [5]. Микроорганизмы погибают в результате разрушения внутренних компонентов клетки. Неокислительные биоциды менее токсичны. Сорбируясь на поверхности клетки, они нарушают обмен веществ и вызывают тем самым гибель микроорганизмов.

Следует отметить, что сфера применения антискалантов на основе фосфоновых кислот не ограничивается мембранными технологиями. Использование ингибиторов осадкообразования в оборотных системах охлаждения воды является перспективным направлением с эксплуатационной и экономической точки зрения. Испарение сопровождается поглощением из воздуха газов, аэрозольных частиц и веществ, способствующих росту бактерий. Кроме того, уменьшается растворимость примесей, имеющих в воде. Совместное воздействие этих факторов повышает коррозионную активность воды, вызывает образование осадков, что приводит к снижению эффективности работы системы, к перерасходу энергетических, водных ресурсов, а также к возможным авариям.

Комплексоны фосфонатов не только адсорбируются на поверхностях зародышей кристаллов, предотвращая их дальнейший рост, но также способны образовывать на металлических поверхностях тонкую защитную пленку. Как следствие, резко снижается доступ кислорода, и скорость коррозионных процессов падает, отсутствует накипеобразование.

Экспериментально установлено, что фосфонаты способны также удалять уже образовавшиеся отложения. Это объясняется созданием в порах карбонатных отложениях адсорбционных слоев фосфонатов, что вызывает растрескивание кристалла. Это явление используют для проведения регенерационных промывок мембранного контура.

Заращение мембранных систем обусловлено физическими процессами разделения на их поверхности. Ввиду того, что в процессах микро- и ультрафильтрации происходит отделение органических веществ, то и моющие препараты для данного вида фильтрации в основном будут на щелочной основе. Для восстановления первоначальных фильтрующих свойств промывные растворы доводят до pH на уровне 10-12 единиц. Что позволяет удалять отложения гуминовых и фульвокислот, а также белков, жиров и т.д. В процессах нанофильтрации и обратного осмоса осадкообразование носит смешанный характер. При этом осаждение на поверхностях разделяющего материала обусловлено как органическими, так и минеральными веществами. Для отмывки таких мембран необходимо по

переменно использовать кислые растворы с pH от 2 до 4 единиц и щелочные растворы. Анализ факторов приводящих к падению производительности мембранных модулей показал, что основным являются адсорбция из питающей воды взвешенных и растворенных органических и неорганических компонентов, химическое взаимодействие материала мембран и растворенных веществ, биологическое обрастание. Эти явления наблюдаются благодаря свойствам мембраны пропускать одни вещества и задерживать другие. Вследствие этого весьма существенным фактором является то, что в примембранной области возникает высокая концентрация задерживаемых веществ. Высококонцентрированные вещества образуют слой, приводящий к увеличению сопротивлению массопереносу. Это сопротивление и называют концентрационной поляризацией. Таким образом, можно сделать вывод, что поляризационные процессы присущи всем баромембранным методам обработки воды. Загрязнением мембран чаще всего является ограничивающим фактором их применения. Соответственно загрязнение мембраны в целом может рассматриваться как уменьшение рабочей зоны мембраны. Что и ведет к сокращению потока ниже теоретического потенциала мембраны. Ниже приведены некоторые параметры, которые влияют на скорость загрязнения мембран:

- природа и концентрации растворенных веществ и растворителей,
- тип мембраны,
- распределением пор по размерам,
- характеристики поверхности и материала мембран;
- гидродинамики мембранного модуля.

Загрязнение мембран может быть связано с такими механизмами как адсорбция, химическое взаимодействие, блокировка пор или образование загрязнений над порами (так называемый «cake»). Эти факторы могут привести к частичной или полной блокировке активной области мембраны или осаждению загрязнений на поверхности мембраны.

Такого недостатка лишены динамически е мембраны. Данный тип мембран использует принцип намывания на поверхность подложки мембранообразующей добавки. В качестве мембранообразующих добавок наиболее можно использовать соли алюминия или железа, титана, а также желатин, гуминовые кислоты и т.д. Они при нанесении на подложку сужают поры образуя поверхностный динамический слой. Этот слой обуславливает новые фильтрующие свойства мембраны.

Также динамическая мембрана при образовании на подложке должны легко удаляться без использования химической промывки или с использованием минимального количества реагентов. Т.е. динамический слой на котором образуются загрязнения смывается с поверхности мембраны и тем самым восстанавливаются первоначальные свойства мембраны. Однако данная технология весьма сложна в применение и еще не достаточно изучена. По этой причине наиболее часто используют

проверенные решения с восстановлением начальных свойств мембраны путём введения химических реагентов.

Список литературы

1. Федоренко В.И. Ингибирование осадкообразования в установках обратного осмоса // Критические технологии. Мембраны, 2003. – №2 (18).
2. Силос О.В., Фарносова Е.Н., Каграманов Г.Г. Мембранная технология очистки воды, содержащей кремния и тяжелых металлов // Успехи в химии и химической технологии. – Том XXV, 2011. – №11 (127).
3. Андрусишина Т.А. Берегись фосфаты // Вода и водоочистные технологии, №5 (55). – 2012.
4. Орестов Е.Н. Реагенты для безреагентной водоподготовки // Вода и водоочистные технологии, №3 (63). – 2012.
5. Сусь М.И. Биоциды разные нужны // Вода и водоочистные технологии, №3 (63). – 2012.

Надійшло до редакції 04.05.2016

УДК 628.1/3.067

О.В. ПЕТРОЧЕНКО, аспірант
Інститут водних проблем і меліорації НААН

ОБҐРУНТУВАННЯ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ МОЖЛИВОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ВИСХІДНОГО ФІЛЬТРУВАННЯ ВОДИ НА БАГАТОШАРОВИХ ПЛАВАЮЧИХ ЗЕРНИСТИХ ФІЛЬТРАХ ВОДООЧИСНИХ СПОРУД

Розглянуто проблему застосування висхідного фільтрування води на багатошарових плаваючих зернистих фільтрах водоочисних споруд та наведено рішення цієї проблеми. Обґрунтовані критерії мимовільного утворення під дією гравітаційних та гідравлічних сил багатошарового плаваючого зернистого завантаження фільтрувальних камер водоочисних споруд.

Ключові слова: водоочисні споруди; висхідне фільтрування; зернисті фільтри; багатошарове плаваюче фільтрувальне завантаження; фільтроцикл.

Рассмотрена проблема применения восходящего фильтрования воды на многослойных плавающих зернистых фильтрах водоочистных сооружений и приведены решения этой проблемы. Обоснованы критерии самопроизвольного образования под действием гравитационных и гидравлических сил многослойной плавающей зернистой загрузки фильтровальных камер водоочистных сооружений.

Ключевые слова: водоочистные сооружения; восходящее фильтрование; зернистые фильтры; многослойная плавающая фильтровальная загрузка; фильтроцикл.

The problem of rising water filtration application in multi-floating granular filters and water treatment plants are the solution to this problem. The criteria spontaneous formation caused by gravitational forces and hydraulic multi-layered granular floating filter loading chamber water treatment plants.

Key words: water treatment plants; the upward filtering; granular filters; multi-layer floating filter loading; filtration cycle.

Проблема та її актуальність. Поширеним способом найбільш дешевого та швидкого очищення вихідної води є її фільтрування на зернистих фільтрах водоочисних споруд, які відрізняються за їх конструкціями та режимами фільтрування [1-3]. Фільтрування води на зернистих фільтрах поділяється на низхідне, при якому вода у фільтрувальній камері рухається донизу, і висхідне, при якому вихідна вода рухається догори. Більш ефективним вважається висхідне фільтрування, оскільки в умовах вертикального підйому вихідної води між зернами фільтру його брудозатримуюча дія забезпечуються не тільки за рахунок сил тертя і адгезії між частинками бруду і зернами фільтру, а й за рахунок сил гравітації, які діють на частинки бруду у напрямку протилежному руху води [4].

Ефективність процесу фільтрування води, крім ступеню її очищення, оцінюється ще й питомою брудомісткістю фільтру. Відомо, що монофракційні зернисті фільтри мають малу питому брудомісткість та невелику тривалість фільтроциклу. Необхідність виконання великої кількості зворотних промивок монофракційних зернистих фільтрів призводить до збільшення експлуатаційних витрат процесу очищення води. Для збільшення питомої брудомісткості та тривалості фільтроциклу, зернисті фільтри компонують з багатьох монофракційних фільтрувальних шарів, які відрізняються розміром зерен [1]. При цьому фільтрування на багат шарових зернистих фільтрах здійснюють від шарів з більшим зернами до шарів з меншими зернами. Спочатку переважно крупніші частинки бруду вихідної води затримуються між крупними зернами першого шару фільтру, а дрібніші частинки бруду проходять далі і затримуються потім між дрібнішими зернами наступних шарів фільтру. Оскільки за таких умов бруд у багат шарових фільтрах проходить глибше між їхніми зернами, ніж у одно шарових монофракційних фільтрах, загальна маса бруду, яка затримується на багат шарових зернистих фільтрах значно більша, ніж на одно шарових. Збільшення питомої брудомісткості фільтру сприяє збільшенню тривалості фільтроциклу, підвищенню експлуатаційної та економічної ефективності споруди.

Проте поєднання ефекту підвищення якості очищення вихідної води, шляхом застосування висхідного фільтрування, з ефектом збільшення питомої брудомісткості фільтру, шляхом застосування багатьох шарів зернистих фільтрів різних фракцій, набуло практичного використання тільки в

очисних спорудах з важким зернистим завантаженням. В очисних спорудах з плаваючим фільтрувальним завантаженням поєднання цих двох ефектів на практиці не було досягнуто. Зараз застосовується або висхідне фільтрування на плаваючих зернах монофракційного складу, або низхідне фільтрування через багатошарове фільтрувальне завантаження з плаваючих зерен поліфракційного складу [5]. Це пояснюється технологічними особливостями виготовлення зерен пінополістиролу, який зараз є основним матеріалом плаваючого фільтрувального завантаження очисних споруд.

Зерна пінополістиролу виготовляють з вихідної фракції полістиролу (бісеру) шляхом спінування. З напівпрозорого склоподібного бісеру полістиролу діаметром від 0,2 мм і початковою щільністю 1060 кг/м³ утворюють зерна пінополістиролу діаметром від 0,3 мм до 10 мм. Очевидно, що при збільшенні діаметру зерен пінополістиролу, їх щільність зменшується пропорційно кубу величини збільшення діаметру зерен. Зерна пінополістиролу більшого діаметру, маючи меншу щільність, у фільтрувальній камері очисної споруди мимовільно займають верхній шар плаваючого фільтрувального завантаження, а зерна пінополістиролу меншого діаметру, маючи більшу щільність, займають нижній шар плаваючого фільтрувального завантаження. Через це в очисних спорудах з поліфракційним плаваючим фільтрувальним завантаженням на практиці застосовують недостатньо ефективно низхідне фільтрування вихідної води [2-5].

Мета досліджень – обґрунтувати технологічну можливість та технічні рішення застосування висхідного фільтрування води на багатошарових плаваючих зернистих фільтрах водоочисних споруд.

Результати досліджень. В основу досліджень було покладено нове технічне рішення [6]. Теоретичні та експериментальні дослідження з обґрунтування технологічної можливості застосування висхідного фільтрування води на багатошарових плаваючих зернистих фільтрах водоочисних споруд та установок виконувались за двома напрямками.

За першим напрямком досліджень ставилась задача пошуку та обґрунтування нових конструктивних рішень очисних споруд та установок, які, на відміну від існуючих, виконані з камерами висхідного фільтрування води та мають додаткове обладнання для розміщення в них багатьох шарів плаваючого зернистого фільтрувального завантаження. При виконанні досліджень за першим напрямком були визначені та обґрунтовані нові конструктивні рішення основних найбільш поширених споруд та установок, призначених переважно для очищення води в системах децентралізованого сільськогосподарського водопостачання.

На рис. 1 наведено нове конструктивне рішення берегової споруди, призначеної для забору вихідної води з поверхневих водних джерел, її попереднього очищення та подачі до головної насосної станції групового децентралізованого сільськогосподарського водопроводу. Відмінність наведеного на рис. 1 нового конструктивного рішення від відомого [1] полягає в тому, що загальна фільтрувальна камера 3 берегової споруди поділена на секції за допомогою розділових решіток (сіток) 19 і 20, які встановлені у

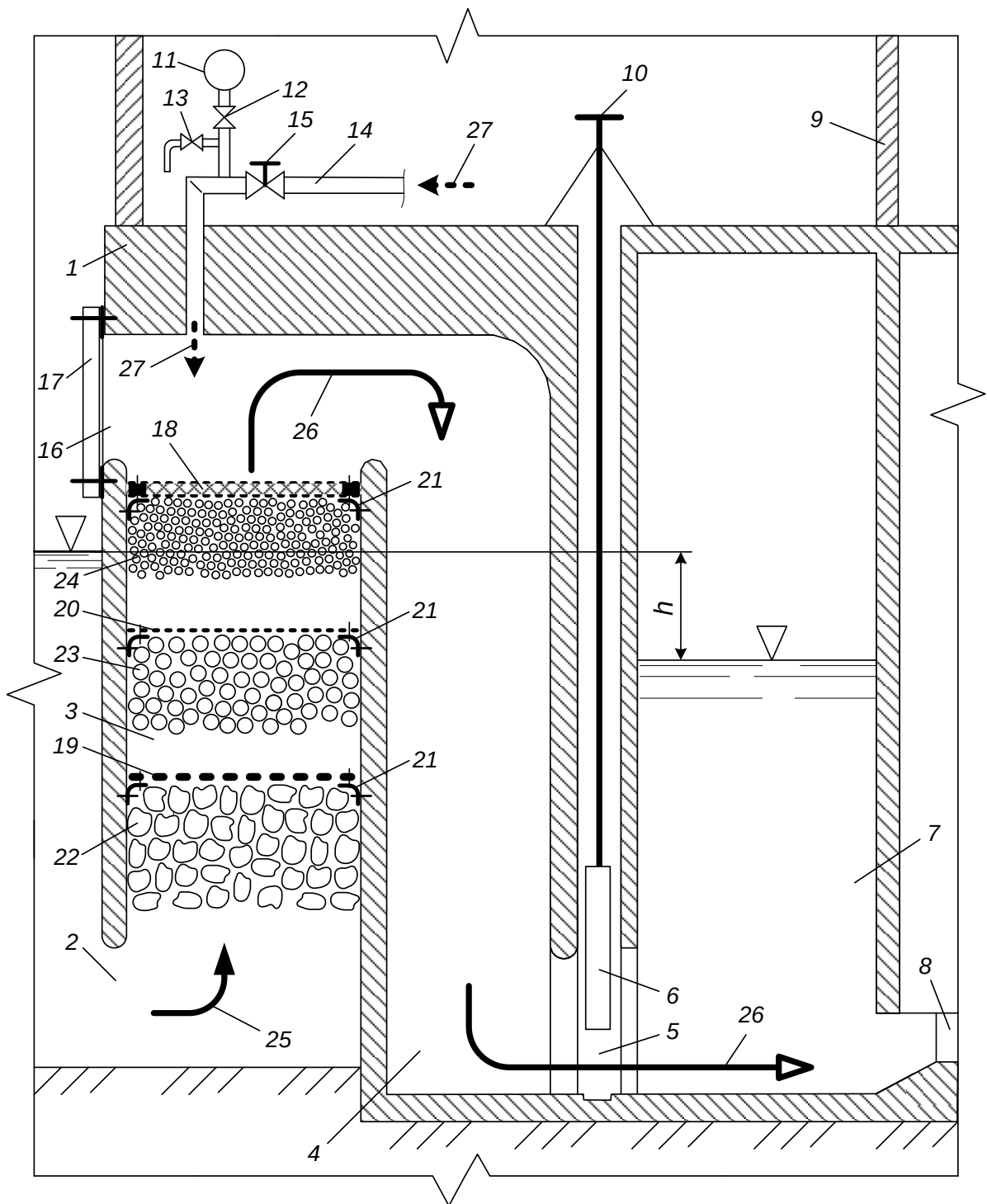


Рис. 1. Схема берегової водозабірно-очисної споруди з висхідним фільтруванням води на багатошаровому плаваючому завантаженні:

1 – корпус споруди; 2 – водоприймальне вікно; 3 – фільтрувальна камера; 4 – водоприймальний сифон; 5 – випускне вікно сифону; 6 – шибер; 7 – приймально-всмоктувальна камера; 8 – всмоктувальний трубопровід; 9 – службовий павільйон; 10 – механізм підйому шибера; 11 – вакуум-насос; 12 і 13 – вентиля; 14 – промивний трубопровід; 15 – засувка; 16 – оглядове вікно; 17 – люк; 18 – об’ємна решітка з сітчастим фільтром; 19 і 20 – розділові решітки; 21 – кронштейн; 22, 23 і 24 – крупні, середні і дрібні зерна плаваючого фільтрувального завантаження; 25 – вихідна вода, 26 – очищена вода; 27 – промивна вода

фільтрувальній камері 3 на кронштейнах 21. Обслуговування споруди здійснюють через оглядове вікно 16 і люк 17. У першу саму нижню секцію камери 3 завантажують плаваючі фільтрувальні зерна найбільшого розміру (діаметру), наприклад $d=10...15\text{мм}$, а в останню саму верхню секцію – плаваючі фільтрувальні зерна найменшого розміру, наприклад $d = 1...2\text{мм}$.

На рис. 2 наведене нове конструктивне рішення локальної установки для очищення води в місцях її подачі споживачам децентралізованими груповими сільськогосподарськими водопроводами. Установка може бути змонтована як окрема водоочисна конструкція, так і в комбінації з фільтрами остаточної тонкої очистки води, наприклад перед фільтрами мембранного типу – диско-трубчастих модулів, або порожніх волокон Microza, монтаж яких в Україні здійснює Науково-виробниче підприємство «Епром Інжиніринг» (м. Запоріжжя).

Сітчасті контейнери можуть бути виконані у вигляді жорстких сітчастих каркасів, або гнучких сітчастих мішків (рис. 2).

При знятій кришці 3 (рис. 2) в порожнину фільтрувальної камери першим встановлюють сітчастий контейнер з зернами плаваючого фільтрувального завантаження найбільшої фракції, а останнім з зернами найменшої фракції.

Використання сітчастих контейнерів, особливо гнучкої конструкції, забезпечує зручність експлуатації локальної водоочисної установки. Для певної конструкції установки витратний сипкий фільтрувальний матеріал доцільно поставляти заводом-виробником безпосередньо в сітчастих мішках, а після виконання певної кількості фільтроциклів, фільтрувальний матеріал разом з сітчастими мішками, внаслідок їх старіння, утилізують.

У нових конструктивних рішеннях, наведених на рис. 1 і рис. 2 поєднується ефект більш якісного висхідного фільтрування води з ефектом збільшення брудомісткості фільтру та тривалості фільтроциклу. Крім того, додатковим позитивним ефектом процесу фільтрування води на багат шаровому поліфракційному плаваючому завантаженні є зменшення втрат напору, порівняно з втратами напору при фільтруванні води на одношаровому монофракційному плаваючому завантаженні. Це можна пояснити нескладними розрахунками, використовуючи схему на рис. 2. За новий варіант приймається варіант завантаження у фільтрувальну камеру трьох шарів висотою z_1 , z_2 і z_3 фільтрувальних зерен різних фракцій, як показано на рис. 2. Кожна фракція має певний коефіцієнт фільтрації. Оскільки для зерен більшої фракції коефіцієнт фільтрації має більшу величину, ніж для зерен меншої фракції, маємо залежність:

$$k_1 > k_2 > k_3, \quad (1)$$

де k_1 , k_2 і k_3 – коефіцієнт фільтрації нижнього, середнього та верхнього шарів плаваючого фільтрувального завантаження на рис. 2, м/с.

За базовий приймається варіант завантаження у фільтрувальну камеру фільтрувальних зерен однієї фракції одним шаром висотою z , яка дорівнює:

$$z = z_1 + z_2 + z_3. \quad (2)$$

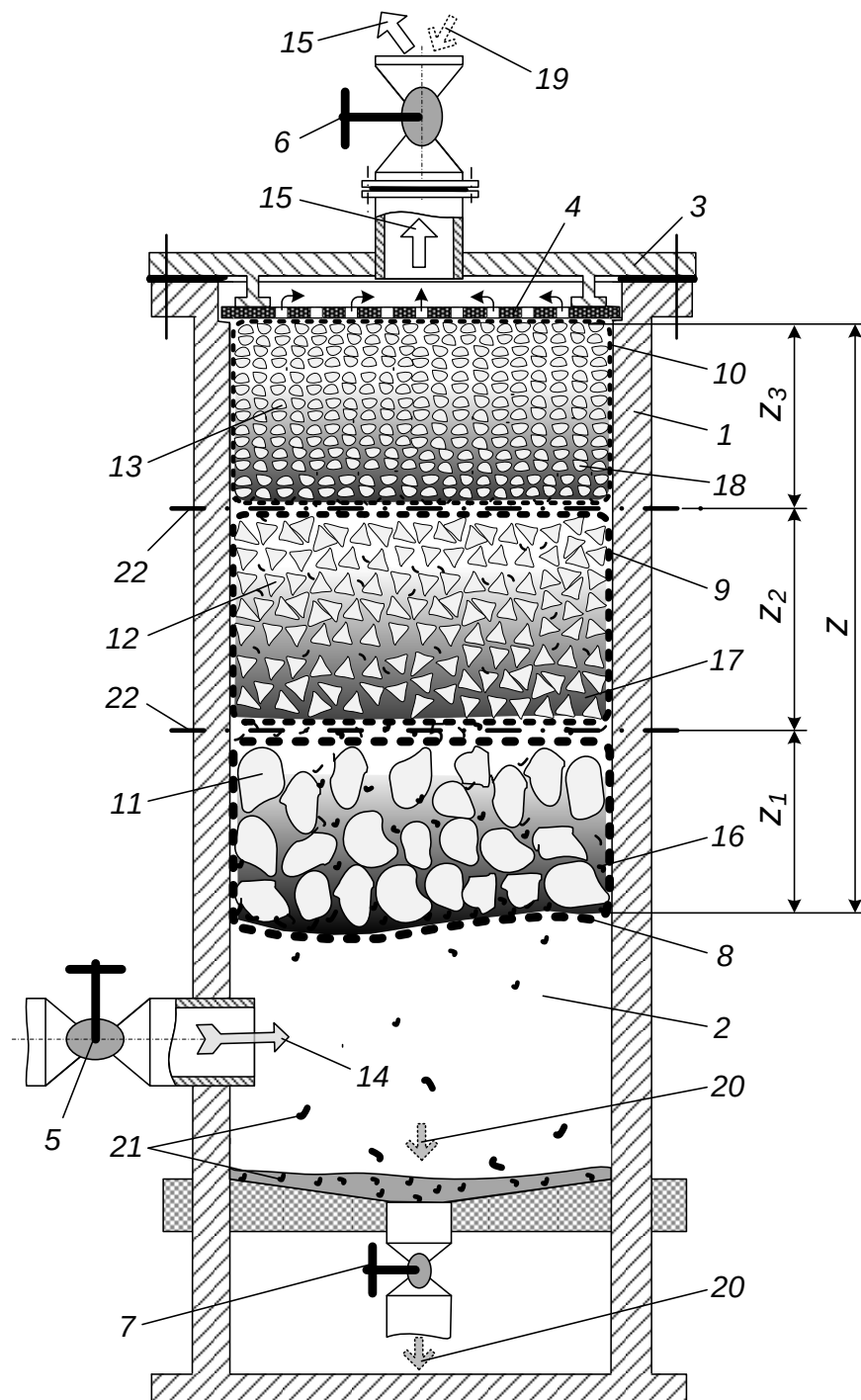


Рис. 2. Схема локальної очисної установки з багатошаровим плаваючим фільтрувальним завантаженням, розміщеним у гнучких сітчастих контейнерах: 1 – корпус; 2 – фільтрувальна камера; 3 – кришка; 4 – решітка; 5, 6 і 7 – засувки; 8, 9 і 10 – гнучкі сітчасті контейнери нижнього, середнього і верхнього шару плаваючого фільтрувального завантаження; 11, 12 і 13 – крупні, середні і дрібні зерна плаваючого фільтрувального завантаження; 14 – вихідна вода, 15 – очищена вода; 16, 17 і 18 – завислий бруд у нижньому, середньому і верхньому шарі плаваючого фільтрувального завантаження; 19 – чиста промивна вода, 20 – забруднена промивна вода; 21 – осад бруду; 22 – площини можливого встановлення розділових решіток або сіток

Варіанти фільтрування води можна порівнювати тільки за умови досягнення однакової для обох варіантів якості очищення води. Оскільки якість очищування води залежить від крупності зерен останнього фільтрувального шару, то фракція зерен фільтрувального завантаження за базовим варіантом повинна бути такою ж, як і фракція зерен останнього третього шару фільтрувального завантаження за новим варіантом. Тоді: $k_6 = k_3$, де k_6 – коефіцієнт фільтрації фільтрувального завантаження за базовим варіантом, м/с.

За умови $k_6 = k_3$ запишемо закон Дарсі на початку циклу фільтрування води через незабруднене зернисте завантаження за базовим варіантом:

$$v = k_3 l_6 = k_3 \frac{h_6}{z}, \quad (3)$$

звідки:

$$z = \frac{k_3 h_6}{v}, \quad (4)$$

де v – швидкість фільтрації, м/с; l_6 – градієнт напору у монофракційному фільтрувальному завантаженні; h_6 – втрати напору за базовим варіантом, м.

Відповідно до (4) запишемо значення z_1, z_2, z_3 за новим варіантом:

$$z_1 = \frac{k_1 h_1}{v}; \quad z_2 = \frac{k_2 h_2}{v}; \quad z_3 = \frac{k_3 h_3}{v}, \quad (5)$$

де h_1, h_2 і h_3 , – втрати напору на першому, другому і третьому шарі фільтрувального завантаження за новим варіантом, м.

Підставивши значення $z; z_1; z_2$ і z_3 з (4) і (5) у (2), маємо:

$$\frac{k_3 h_6}{v} = \frac{k_1 h_1}{v} + \frac{k_2 h_2}{v} + \frac{k_3 h_3}{v}, \quad (6)$$

звідки:

$$h_6 = \frac{k_1}{k_3} h_1 + \frac{k_2}{k_3} h_2 + h_3. \quad (7)$$

Оскільки відповідно до (1) $k_1/k_3 > 1$ і $k_2/k_3 > 1$, з (7) можна зробити висновок:

$$h_6 > h_1 + h_2 + h_3. \quad (8)$$

За другим напрямком досліджень ставилась задача з обґрунтування фізичних параметрів плаваючих зерен поліфракційного плаваючого фільтрувального завантаження, за якими плаваючі зерна більшого розміру будуть мимовільно займати у фільтрувальній камері водоочисної споруди або установки нижні, а плаваючі зерна меншого розміру верхні фільтрувальні шари.

Очевидно, що для мимовільного розміщення у фільтрувальній камері фільтрувальних шарів з плаваючих зерен менших за розміром вище шарів з плаваючих зерен більших за розміром, необхідно зерна менших розмірів виготовляти з менш щільного матеріалу, а зерна більшого розміру з більш щільного матеріалу. Для проведення експериментальних досліджень було виготовлено з пресованого пінополістиролу різної щільності зерна трьох фракцій (табл.1).

**Фракції зерен пінополістиролу,
виготовлених для проведення досліджень**

Індекс фракції	Марка пінополістиролу	Розмір зерен, мм				Щільність матеріалу ρ_i , кг/м ³	
		середній, d_i		відхилення, Δd_i			
1	ПСБ-С-50	d_1	12,0	Δd_3	$\pm 3,4$	ρ_1	51,82
2	ПСБ-С-35	d_2	5,0	Δd_2	$\pm 1,6$	ρ_2	36,07
3	ПСБ-С-25	d_3	0,5	Δd_1	$\pm 0,3$	ρ_3	25,74

Зерна пінополістиролу завантажували у посудину (скляну банку), яку заповнювали водою, закривали кришкою та перевертали догори дном. За результатами експериментів було встановлено, що зерна різних фракцій при спливанні перемішувались і не утворювали мимовільно у необхідному порядку у посудині фільтрувальних шарів.

Тільки після додаткового струшування посудини, плаваючі зерна поліфракційного складу поступово упорядковувались та утворювали необхідні фільтрувальні шари (рис. 3а). Велика кількість локальних порушень процесу упорядкування зерен (поз. 6 на рис. 3а), яка спостерігалась до струшування посудини, при струшуванні поступово зменшувалась.

Запишемо визначений критерій для наведених на рис. 1б плаваючих зерен кулястої форми:

$$V_{i+1} > V_i, \quad (9)$$

де V_1 – швидкість спливання у воді i -го зерна більшого діаметру, м/с; V_{i+1} – швидкість спливання у воді $(i+1)$ -го зерна меншого діаметру, м/с.

За рахунок в'язкості води i -е та $(i+1)$ -е зерна спливають не з прискоренням, а рівномірно з постійними швидкостями v_i та v_{i+1} під дією врівноважених сил:

$$T_i^{\text{пд}} + T_i^{\text{оп}} = 0; \quad T_{i+1}^{\text{пд}} + T_{i+1}^{\text{оп}} = 0, \quad (10)$$

де $T_i^{\text{пд}}$ і $T_{i+1}^{\text{пд}}$ – сили підйому i -го та $(i+1)$ -го зерен; $T_i^{\text{оп}}$ і $T_{i+1}^{\text{оп}}$ – сили опору руху i -го та $(i+1)$ -го зерен, або сили Стокса, Н.

Рівнодіюча сила $T_i^{\text{пд}}$ підйому i -го зерна складає:

$$T_i^{\text{пд}} = T_i^{\text{а}} - T_i^{\text{гп}} = \frac{1}{6} \pi g d_i^3 (\rho - \rho_i), \quad (11)$$

де $T_i^{\text{а}}$ – архімедова сила, яка діє на i -е зерно, Н; $T_i^{\text{гп}}$ – сила гравітації, що діє на i -е зерно, Н; g – прискорення вільного падіння, м/с²; d_i – діаметр i -го зерна, м; ρ – щільність води, кг/м³; ρ_i – щільність матеріалу i -го зерна, кг/м³.

Згідно закону Стокса [7] сила опору руху кулястого i -го зерна $T_i^{\text{оп}}$ складає:

$$T_i^{\text{оп}} = -3\pi d_i \eta v_i, \quad (12)$$

де η – динамічна в'язкість води, Па·с.

Підставивши у рівняння (10) значення $T_i^{\text{пд}}$ з (11) і $T_i^{\text{оп}}$ з (12), після перетворень маємо:

$$v_i = \frac{d_i^2 g (\rho - \rho_i)}{18\eta}. \quad (13)$$

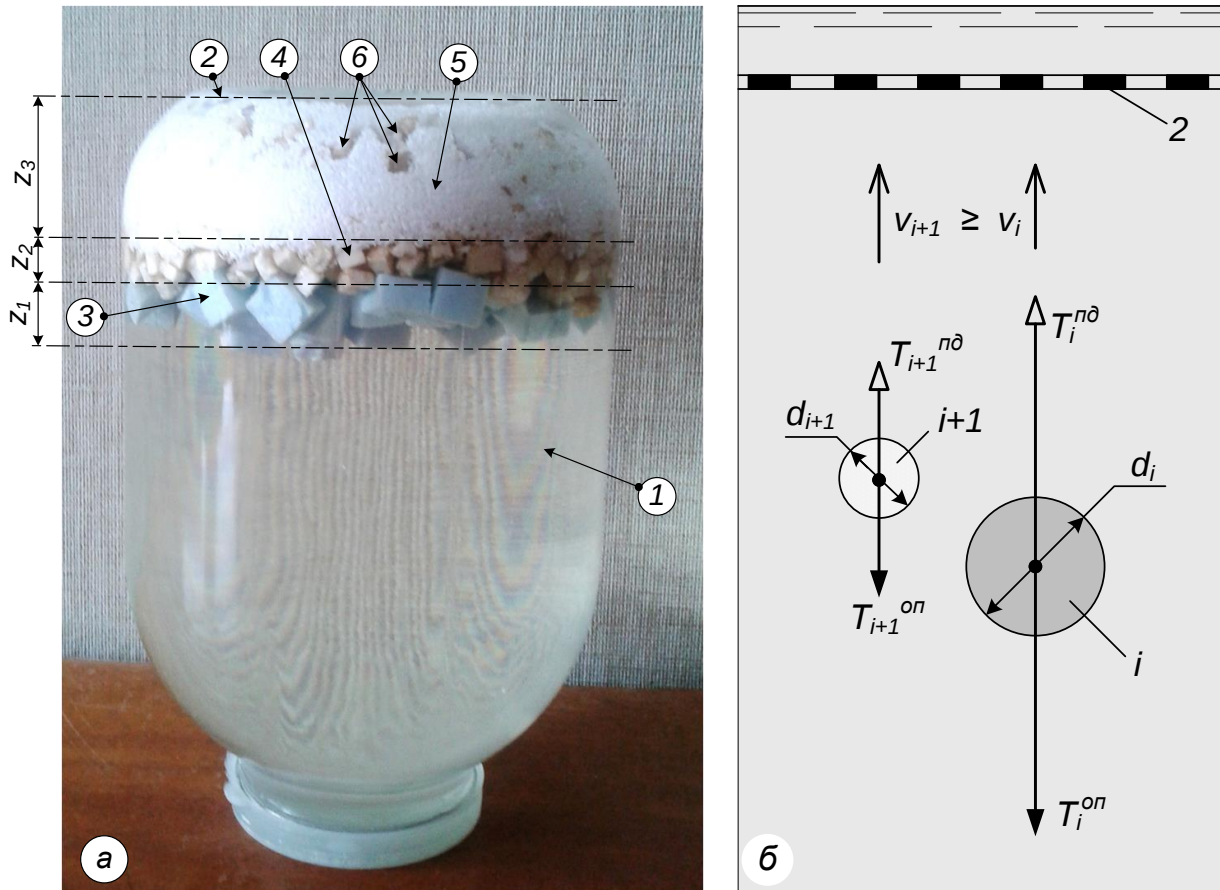


Рис. 3. Дослідження процесу утворення фільтрувальних шарів з плаваючих зерен

а – результат експериментальних досліджень мимовільного утворення у скляній банці з водою шарів плаваючого фільтрувального завантаження з плаваючих зерен різних фракцій; **б** – схема до обґрунтування критерію мимовільного утворення у фільтрувальній камері монофракційних шарів з поліфракційного плаваючого фільтрувального завантаження; 1 – скляна банка з водою; 2 – верхня обмежувальна поверхня (решітка); 3, 4 і 5 – зерна найбільшого, середнього і найменшого розміру; 6 – локальні порушення процесу упорядкування шарів з плаваючих зерен

По аналогії для $(i+1)$ -го зерна маємо:

$$v_{i+1} = \frac{d_{i+1}^2 g (\rho - \rho_{i+1})}{18\eta}. \quad (14)$$

Після підстановки значень v_i з (13) і v_{i+1} з (14) у (9) та математичних перетворень критерій (9) мимовільного розміщення у фільтрувальній камері $(i+1)$ -го фільтрувального шару з $(i+1)$ -х зерен меншого розміру вище i -го фільтрувального шару з i -х зерен більшого розміру буде мати такий вид:

$$d_{i+1}^2 (\rho - \rho_{i+1}) > d_i^2 (\rho - \rho_i). \quad (15)$$

Критерію (15) відповідають два альтернативних критерію:

$$\rho_{i+1} < \rho - \left(\frac{d_i}{d_{i+1}} \right)^2 (\rho - \rho_i); \quad (16)$$

$$d_{i+1} > d_i \sqrt{\frac{\rho - \rho_i}{\rho - \rho_{i+1}}}. \quad (17)$$

Таким чином, за критерієм (16) перевіряють можливість застосування певного матеріалу, а за критерієм (17) діаметру зерен, з яких мимовільно утворюється кожен вище розташований фільтрувальний шар завантаження, якщо відомі параметри зерен, з яких повинен мимовільно утворюватись кожен нижче розташований фільтрувальний шар завантаження. За критеріями (16) і (17) обирають параметри зерен багатошарового завантаження у порядку, починаючи з зерен найбільшого розміру, з яких утворюється нижній фільтрувальний шар.

На практиці за вихідну умову проектування систем очистки води приймають ступінь очищення води, яка забезпечується проходженням вихідної води через останній фільтрувальний шар. Тому вибір параметрів поліфракційного плаваючого фільтрувального завантаження у багатьох випадках доцільно починати з обґрунтування параметрів зерен найменшого розміру, з яких утворюється верхній фільтрувальний шар, і закінчувати обґрунтуванням параметрів зерен найбільшого розміру, з яких утворюється нижній фільтрувальний шар. При цьому необхідно керуватися відповідними до критеріїв (16) і (17) критеріями (18) і (19):

$$\rho_i > \rho - \left(\frac{d_{i+1}}{d_i} \right)^2 (\rho - \rho_{i+1}); \quad (18)$$

$$d_i < d_{i+1} \sqrt{\frac{\rho - \rho_{i+1}}{\rho - \rho_i}}. \quad (19)$$

При виборі складу поліфракційного фільтрувального завантаження та обґрунтуванні його параметрів може бути використаний будь-який з критеріїв (16)...(19), оскільки кожен з них відповідний до критерію (9). Так за результатами розрахунків встановлено, що фільтрувальне завантаження, параметри якого наведені у таблиці 1, не відповідає критерію (9). Разом з тим відповідає критерію (9) фільтрувальне завантаження, наприклад такого трьохфракційного складу: перша фракція – зерна поліетилену ($\rho_1 = 960 \text{ кг/м}^3$, $d_1 = 10 \text{ мм}$) для утворення нижнього фільтрувального шару; друга фракція – зерна шунгизиту ($\rho_2 = 580 \text{ кг/м}^3$, $d_2 = 3 \text{ мм}$) для утворення середнього фільтрувального шару; третя фракція – зерна подрібненого пінополістиролу ($\rho_3 = 50 \text{ кг/м}^3$, $d_3 = 2 \text{ мм}$) для утворення верхнього фільтрувального шару.

Висновки

1. Висхідне фільтрування води на багатошарових зернистих фільтрах більш ефективно по відношенню до низхідного, проте його не застосовують у водоочисних спорудах з плаваючим фільтрувальним завантаженням через

складність виготовлення за існуючою технологією зерен пінополістиролу, здатних у фільтрувальних камерах водоочисних споруд мимовільно під дією гравітаційних та гідравлічних сил розміщуватись у напрямку висхідного фільтрування води шарами від зерен більшого розміру до зерен меншого розміру.

2. Встановлено, що технологічна можливість ефективного застосування процесу висхідного фільтрування води на водоочисних спорудах з зернистим плаваючим фільтрувальним завантаженням поліфракційного складу може бути досягнута за двома варіантами, перший з яких досягається вдосконаленням конструкцій водоочисних споруд, а другий – шляхом формування складу фракцій плаваючого завантаження за науково обґрунтованими критеріями.

3. За першим варіантом технологічна можливість ефективного застосування процесу висхідного фільтрування води через поліфракційне плаваюче завантаження на водозабірно-очисних спорудах досягається шляхом встановлення у фільтрувальних камерах споруд розділових решіток (сіток) між фракціями плаваючого завантаження, а на установках локальної очистки води досягається шляхом розміщення фракцій плаваючих зерен у каркасні або гнучкі сітчасті контейнери, які встановлюють у фільтрувальні камери установок у порядку розміщення контейнерів з меншими фільтрувальними зернами над контейнерами з більшими фільтрувальними зернами.

4. За другим варіантом технологічна можливість застосування процесу висхідного фільтрування на водоочисних спорудах з плаваючим фільтрувальним завантаженням досягається за умови виготовлення зерен плаваючого завантаження з різних матеріалів або за різними технологіями таким чином, що зерна меншого розміру виготовляють з менш щільного матеріалу, а зерна більшого розміру виготовляють з більш щільного матеріалу.

5. Критерієм мимовільного утворення у фільтрувальних камерах водоочисних споруд і установок фільтрувальних шарів з плаваючих зерен меншого розміру вище фільтрувальних шарів з плаваючих зерен більшого розміру є перевищення швидкості спливання у воді під дією гравітаційних та гідравлічних сил зерен меншого розміру швидкості спливання зерен більшого розміру.

Список літератури

1. *Хоружий П.Д.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання. / П.Д. Хоружий, Т.П. Хомутецька, В.П. Хоружий. – К.: Аграрна наука, 2008. – 534 с.
2. *Журба М.Г.* Очистка воды на зернистых фильтрах / М.Г. Журба. – Львов: Вища школа, 1980. – 200 с.
3. *Koy-Ging.* Filterability study on secondary effluent filtration / Koy-Ging. – Journal of the Sanitary Engineering Division. Proc. Amer. Soci. of Civ. Eng., 1972, v. v. 98, NSA.
4. *Журба М.Г.* Пенополистирольные фильтры / М.Г. Журба. – М.: Стройиздат, 1992. – 176 с.

5. Журба М.Г. Водоочистные фильтры с плавающей загрузкой. Научное издание / М.Г. Журба. – М., 2001. – 536 с.

6. Патент України на корисну модель №102063. Спосіб очистки води в системах водопостачання / Петроченко О.В. – Опубл. 12.10.2015, бюл. №19.

7. Бабкин А.В. Основы механики сплошных сред: Учебник для вузов / А.В. Бабкин, В.В. Селиванов. – изд. МГТУ им Н.Э. Баумана, 2004. – 376 с.

Надійшло до редакції 02.03.2016

УДК 628.16.067

В.И. ПРОГУЛЬНЫЙ, доктор технических наук

М.В. РЯБКОВ

Одесская Государственная Академия Строительства и Архитектуры

ПОДБОР КРУПНОСТИ ЗАПОЛНИТЕЛЯ ПОРИСТОГО ПОЛИМЕРБЕТОНА В ПЕНОПОЛИСТИРОЛЬНЫХ ФИЛЬТРАХ

Досліджено динаміку кольматації пористого полімербетону зернами дрібнозернистого та крупнозернистого пінополістиролу. Знайдено співвідношення діаметрів зерен пінополістиролу до діаметру зерен заповнювача пористого полімербетону.

Ключові слова: пінополістирол, полімербетон, кольматація.

Исследована динамика кольматации пористого полимербетона зернами мелкогранулированного и крупногранулированного пенополистирола. Найдено соотношение диаметров зерен пенополистирола к диаметру зерен заполнителя пористого полимербетона.

Ключевые слова: пенополистирол, полимербетон, кольматация.

The dynamics of mudding of porous polymer concrete with foam polystyrene grains is investigated. The ratio of foam polystyrene grain diameter to diameter aggregate grains of the porous polymer concrete is found.

Keywords: foam polystyrene, polymer concrete, mudding.

Фильтрация используется практически во всех схемах очистки природных вод, т.к. только с помощью этого процесса можно получить воду питьевого качества. Одним из перспективных методов фильтрации воды является фильтрация через плавающую пенополистирольную загрузку, которое обладает следующими преимуществами: большой фильтроцикл и

скорость фильтрования, работает с более загрязненной исходной водой, упрощает промывку фильтра и снижает расход промывной воды.

Важным конструктивным элементом фильтровальных сооружений с плавающей загрузкой являются дренажно-распределительные системы, которые оказывают существенное влияние на нормальную их работу [1]. Дренажи пенополистирольных фильтров обладают существенными недостатками: большая металлоёмкость конструкции; недолговечность металлических элементов дренажа в результате их коррозии; вероятность необратимой колюматации дренажа зернами пенополистирола или проскока зёрен пенополистирола при увеличении скорости промывки через нижнюю дренажную систему.

Решением этих проблем может стать применение конструкции дренажей на основе пористого полимербетона [2].

Одной из важных задач проектирования пористых дренажных систем в пенополистирольных фильтрах является подбор крупности заполнителя полимербетона. С одной стороны пористая конструкция должна обладать минимальным гидравлическим сопротивлением и, соответственно, достаточной пропускной способностью, с другой стороны не должно происходить выноса зерен загрузки через поры полимербетона.

Изучением вопросов суффозии и непротекания грунтов через пористые материалы занимались многие авторы: С.В. Избаш, И.С. Николодышев, А.Н. Патрашев, А.Ф. Быкодоров, В.С. Истомина, Г.Х. Праведный, Г.П. Владыченко, Н.П. Заволока и др.

Полученные ими соотношения, обеспечивающие непротекание мелкозернистого грунта через крупнозернистый, справедливы для грунтов, находящихся в плотном состоянии. При этом, как правило, образуются устойчивые сводики из частиц грунта, не допускающие проникновения в крупнозернистые слои мелких частиц.

Авторы [3] предполагают, что для обеспечения непротекания средний диаметр поровых каналов гравийно-клеевого фильтра должен быть соизмерим или меньше диаметра частиц водоносного горизонта.

Существует множество зависимостей для определения размера поровых каналов. А.П. Карнауховым и А.В. Киселевым получено выражение для определения среднего диаметра пор одинаковых шаров:

$$D_{\text{ср}} / d_{\text{ш}} = 0,62E / (1 - E), \quad (1)$$

где $D_{\text{ср}}$ – средний диаметр пор; $d_{\text{ш}}$ – диаметр шаров; E – пористость слоя.

Т.С. Печенкин предлагает минимальный диаметр пор грунта определять с помощью аналогичной по структуре формуле:

$$D_{\text{мин}} / d_{\text{оср}} = 0,44E / (1 - E), \quad (2)$$

где $d_{\text{оср}}$ – осредненный диаметр частиц грунта;

Средний диаметр пор заполнителя пористого бетона d_3 Г.П. Владыченко предлагает определять с помощью зависимости:

$$D_{\text{ср}} = 0,12(1 - E)d_3^{0,5}. \quad (3)$$

Максимальный диаметр порового канала Т.А. Шатихина и А.Ф. Быкодоров [3] определяют для случая неплотной упаковки при свободном расположении зерен заполнителя гравийно-клеевой фильтра по выражению:

$$D_{\text{макс}} = 0,935R_3 - 0,661b_{\text{к.п.}}, \quad (4)$$

где R_3 – минимальный радиус зерен фильтра, принимаемый равным $0,5D_{50}$; $b_{\text{к.п.}}$ – толщина клеевой пленки.

В работе [4] сделано предположение и доказано экспериментально, что средний диаметр пор заполнителя может быть больше минимального диаметра частиц загрузки. Это связано с тем, что направление и сечение поровых каналов меняется хаотически и препятствует проникновению частиц загрузки в пористый слой. При этом установлено, что просыпаемость отсутствует при выполнении условия:

$$d_{\text{ср}}/d_{\text{мин}} = 5 - 7,5, \quad (5)$$

где $d_{\text{ср}}$ – средний диаметр заполнителя пористого полимербетона; $d_{\text{мин}}$ – минимальный диаметр фильтрующей загрузки.

Проведенные исследования в работе [4] характерны для твердых (песчаных) загрузок. Однако вопрос подбора крупности пористого полимербетона в условиях пенополистирольной загрузки в настоящее время не изучен.

Для этого были проведены экспериментальные исследования, целью которых являлось изучение динамики колыматации пористого полимербетона зернами пенополистирола.

Эксперименты проводились на установке, представленной на рис. 1, для крупногранулированной пенополистирольной загрузки ($d_3 = 2,8$ мм) и мелкогранулированной пенополистирольной загрузки ($d_3 = 1,1$ мм).

Установка включала в себя: бак 1, циркуляционный насос 2, расходомерную шайбу 4, трубу 5 диаметром 50 мм со смотровым окном в которую монтировались образцы из полимербетона 7.

Образцы изготавливались с гранитного щебня крупностью 5–10 мм, 7–10 мм, 10–14 мм для крупногранулированной загрузки и 3–5, 3–10, 5–10, 7–10 для мелкогранулированной загрузки в металлических обоймах диаметром 40 мм, высотой 50 мм.

Установка работала следующим образом: воду подавали из бака 1, циркуляционным насосом 2, в установку 5, вода проходила через полимербетонный образец 7 и отводилась обратно в бак.

Скорость движения воды через полимербетонные образцы соответствовала натурным данным и поддерживалась в диапазоне 10–16 см/с. Контроль за выносом пенополистирола через образец производился в баке 1.

Оценку динамики и степени колыматации полимербетона частицами пенополистирола производили сравнением коэффициента гидравлического сопротивления (C) с его начальным значением (C_0), полученным на чистой

воде. Коэффициент C определяли из одночленной степенной зависимости [4]

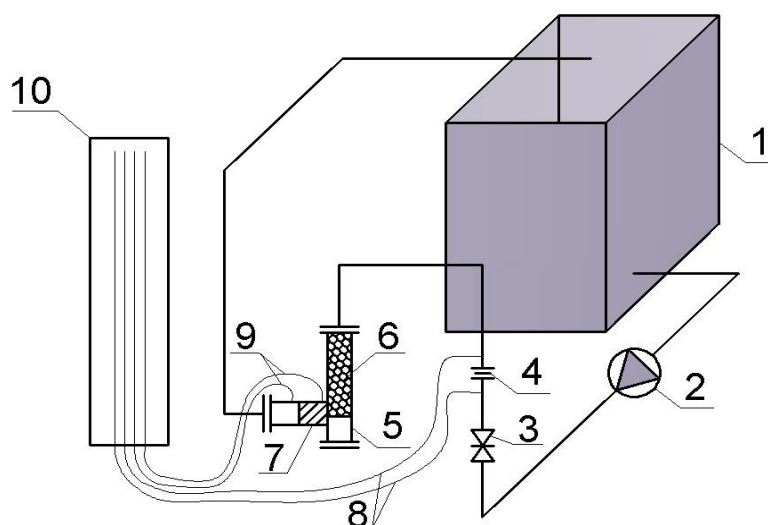


Рис. 1. Экспериментальная установка для исследования динамики кольматации

1 – бак; 2 – циркуляционный насос; 3 – вентиль;
4 – расходомерная шайба; 5 – труба диаметром 50 мм; 6 – плавающая загрузка; 7 – полимербетонный образец; 8 – пьезометры шайбы;
9 – пьезометры образца; 10 – пьезометрический щит

$$\Delta h = C \cdot V^n \cdot \nu^{2-n} \cdot b, \quad (6)$$

где Δh – потери напора в слое полимербетона, см; C – коэффициент гидравлического сопротивления пористого полимербетона; V – скорость движения воды через полимербетон, см/с; ν – кинематическая вязкость воды, см²/с; b – толщина пористого слоя, см; n – показатель степени, который определяется эмпирически.

Результаты экспериментов представлены на графиках зависимостью $C/C_0 = f(t)$ (рис.2, рис.3).

Аналогичные графики были построены и для других образцов. При испытании образца 10–14 мм для крупногранулированной загрузки и образцов 5–10, 7–10 для мелкогранулированной загрузки, наблюдался проскок зерен фильтрующей загрузки.

Анализ графиков показывает, что в начальный момент времени сопротивления образцов растет и через определенное время становится неизменным. Это объясняется тем, что большая часть пенополистирола вначале придавливается потоком воды к образцу. Потом частички постепенно проникает во внутрь полимербетона и заклинивается в зернах заполнителя. Это в свою очередь препятствует проникновению через пористый слой новых частиц загрузки.

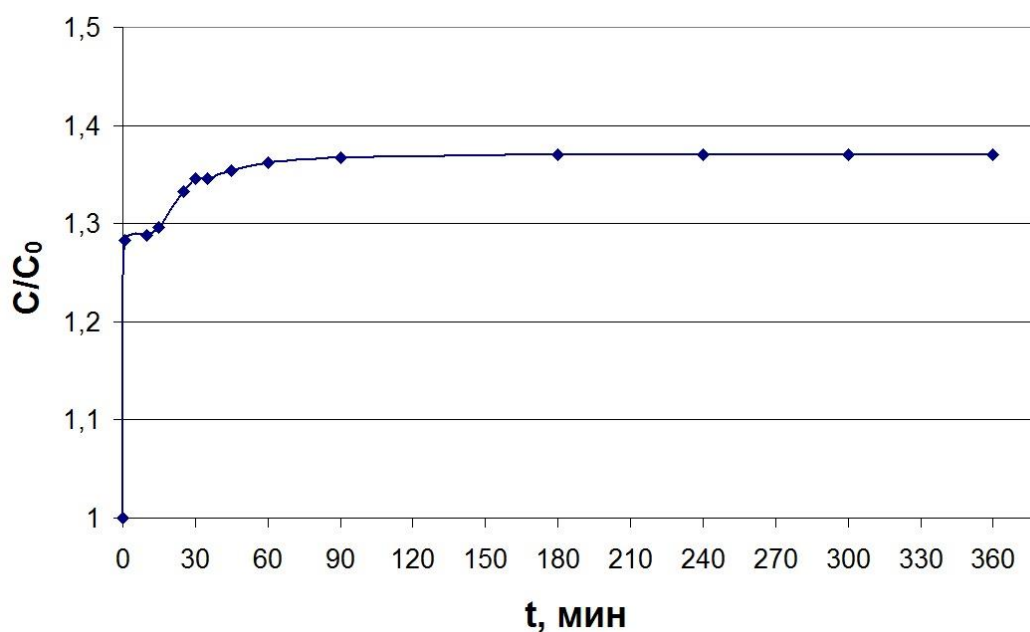


Рис. 2. Динамика кольматации пористого полимербетонного образца крупностью заполнителя 5–10 мм крупногранулированной загрузкой

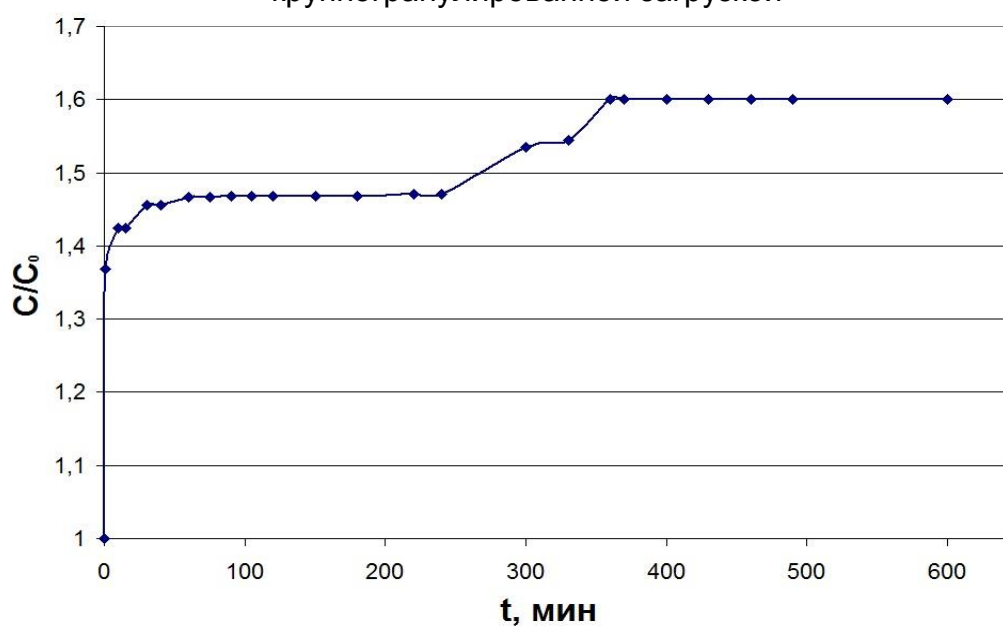


Рис. 3. Динамика кольматации пористого полимербетонного образца крупностью заполнителя 3–5 мм мелкогранулированной загрузкой.

Максимальные значения C/C_0 , полученные в результате экспериментов, позволят учитывать их при проектировании дренажей фильтров.

Для подбора крупности заполнителя пористого полимербетона, обеспечивающего минимальную степень кольматации и непросыпаемость, можно рекомендовать соотношение:

$$D_{50}/d_{50} = 2,5 - 3, \quad (5)$$

где D_{50} – 50-процентный диаметр зерен заполнителя пористого полимербетона; d_{50} – 50-процентный диаметр частичек пенополистерола.

Выводы

Проведенные экспериментальные исследования по динамике кольтации пористого полимербетона в условиях крупногранулированной и мелкогранулированной пенополистирольных загрузок позволили получить соотношение по подбору крупности его заполнителя.

Задачей дальнейших исследований является изучение динамики кольтации полимербетона при совместном воздействии пенополистирольной загрузки и загрязненной воды.

Список литературы

1. Журба М.Г. Водоочистные фильтры с пенопластно-волокнутой загрузкой // Водоснабжение и санитарная техника. – 1996. – №9. – С.16–19.

2. Прогульный В.И. Усовершенствование конструкции дренажей фильтров с плавающей загрузкой / В. И. Прогульный, М.В. Рябков // Комунальне господарство міст, 2014. – №114. – С. 136–138.

3. Шатихина Т.А., Быкодоров А.Ф. Исследование суффозии и кольтации гравийно-клеевых фильтров. // Межвуз. сб. РИСИ, 1981, – С.109-119.

4. Прогульный В.И. Отвод промывной воды из скорых фильтров с помощью пористых конструкций. Автореферат диссертации на соискание ученой степени канд. техн. наук. – Одесса, 1988. – 20 с.

Надійшло до редакції 26.02.2016

УДК 542.943+544.431

М. М. ТВЕРДОХЛІБ, аспірант

О. В. ГЛУШКО, кандидат технічних наук

М. Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

ВПЛИВ КОНЦЕНТРАЦІЇ ЗАЛІЗА НА ШВИДКІСТЬ ЙОГО ОКИСЛЕННЯ У ВОДІ

Досліджено процес окислення іонів заліза киснем повітря в артезіанській та дистильованій воді. Показано, що швидкість окислення заліза у воді залежить від концентрації та реакції середовища. Представлені інтегральні кінетичні рівняння різних порядків.

Ключові слова: іони заліза, окислення, кисень, кінетика, константа швидкості, артезіанська вода.

Исследован процесс окисления ионов железа кислородом воздуха в артезианской и дистиллированной воде. Показано, что скорость окисления железа в воде зависит от концентрации и реакции среды. Представлены интегральные кинетические уравнения различных порядков.

Ключевые слова: ионы железа, окисление, кислород, кинетика, константа скорости, артезианская вода.

The oxidation process of iron ions by atmospheric oxygen in artesian and distilled water was investigated. It is shown that the oxidation rate of iron in the water depends on the concentration and the reaction medium. The integral of the kinetic equations of different orders was presented.

Keywords: iron ions, oxidation, oxygen, kinetics, the rate constant, artesian water.

Аналіз літературних даних та постановка проблем. Водопостачання значної частини території України відбувається з підземних джерел, проте вміст заліза в більшості з них перевищує допустиму норму 0,2 мг/дм³ та може сягати до 10-15 мг/дм³. Використання такої води без попередньої обробки може мати негативні наслідки. Очищення підземних вод від сполук заліза є в ряді випадків досить складним завданням, хоча існує безліч методів та технологій. Ця обставина в першу чергу пов'язана з різноманітністю та кількістю сполук заліза, які присутні у природних водах, а також присутністю супутніх катіонів та аніонів.

Більшість технологій знезалізнення води засновані на окисленні іонів Fe²⁺ до Fe³⁺, що супроводжується утворенням нерозчинних зважених форм з поступовим осадженням і зменшенням загальної концентрації металу у воді. Проте сам механізм окислення сполук заліза є непростим. Утворення гідроксиду заліза(III) залежить від багатьох параметрів, таких як температура, рН середовища, концентрації іонів заліза та окислювача, а також присутності інших сполук[1,337; 2,9]. Зазвичай, більшість авторів описують процес окислення заліза киснем повітря відповідно реакції:



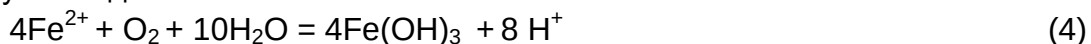
Стехіометрично на окислення 1 мг заліза(II) витрачається 0,143 мг розчиненого у воді кисню[3,209]. Проте, автори[4,21; 5,409] виділяють декілька основних стадій, які представлені такими рівняннями:



Далі відбувається гідроліз трьохвалентного заліза:



Загальне рівняння реакції окислення та гідролізу може бути записане в такому вигляді:



Згідно законам хімічної кінетики одночасне зіткнення більше трьох частинок малоймовірне. Відповідно теорії протікання ланцюгових реакцій такий процес проходить через ряд елементарних стадій. Тому найбільш

прийнятним є механізм окислення заліза киснем повітря в природних водах описаний наступним чином:



Реакції 6 та 8 проходять набагато швидше, ніж лімітуючі реакції 5 та 7 [6, 700]. Показано, що гідроксильний радикал не буде грати ніякої суттєвої ролі в окисненні заліза(II), оскільки інші іони, такі як Cl^- та HCO_3^- , що присутні у воді, будуть конкурувати з іонами заліза(II). Однак супероксид і перекис водню були визнані важливими проміжними окислювачами іонів заліза(II).

Слід не забувати, що окрім іонів заліза у воді присутні також продукти його гідролізу. Іони двохвалентного заліза в результаті взаємодії з водою гідролізують утворюючи ряд проміжних сполук $\text{Fe}(\text{OH})^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_3^+$. Продукти гідролізу трьохвалентного заліза будуть у вигляді $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ та $\text{Fe}(\text{OH})_3^+$. Загальний вміст іонів трьохвалентного заліза та продуктів його гідролізу зменшується при збільшенні рН води [7,192; 8,3617].

Метою даної роботи було дослідження процесу самовільного окислення іонів заліза у воді киснем повітря та визначення кінетичних параметрів.

Виклад основного матеріалу дослідження. Вивчення кінетики процесу окислення двохвалентного заліза проводилося на модельних розчинах приготованих на артезіанській воді з концентраціями заліза(II) від 2...30 мг/дм³ та початковими значеннями рН розчинів 7,2...7,8. Артезіанська вода мала наступні характеристики: рН = 7,8...8,25; жорсткість 4,5...5,35 мг-екв/дм³; лужність 4,45-5,3 мг-екв/дм³; $[\text{Cl}^-] = 25\text{-}31$ мг-екв/дм³; $[\text{SO}_4^{2-}] = 27\text{-}35$ мг-екв/дм³. Данні розчини відстоювали на протязі 24-х годин, заміри проводили кожну годину протягом перших 6-х годин та через добу. В процесі експерименту фіксувалися початкові та кінцеві концентрації заліза, а також рН розчинів.

Експериментально було встановлено, що при початкових концентраціях заліза(II) більше 15 мг/дм³ протягом першої години ступінь окислення заліза сягав 14%, а через 6 годин відстоювання – більше 70%, далі процес окислення протікає повільно, і лише через добу залишкові концентрації заліза становили 5...0,5 мг/дм³ (рис.1). При початкових концентраціях заліза(II) менше 10 мг/дм³ процес самовільного окислення протікав дещо інакше. Після першої години відстоювання ступінь окислення заліза був більше 60%, через 6 години залишкові концентрації заліза становили на рівні 0,8...0,3 мг/дм³, а через добу – 0,15 мг/дм³.

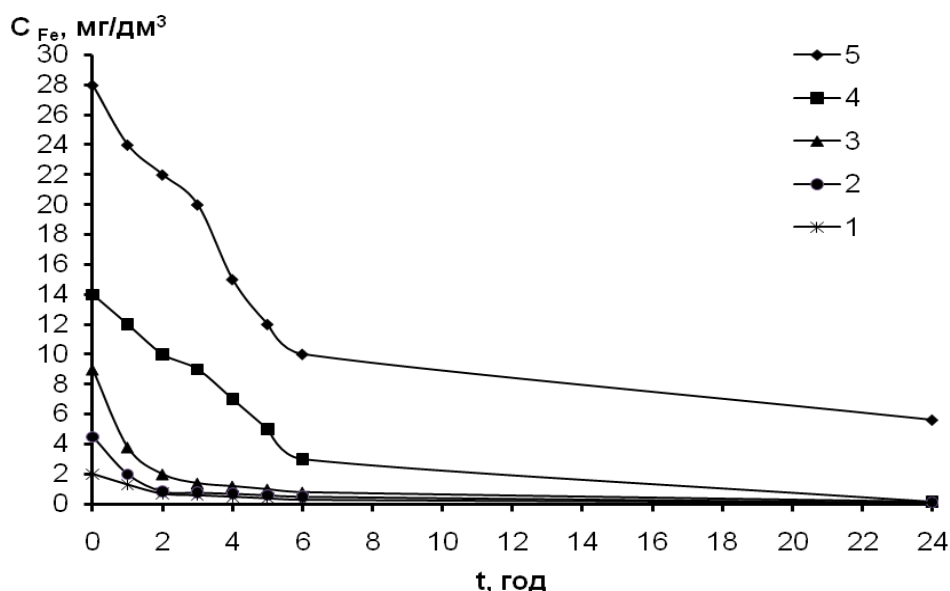
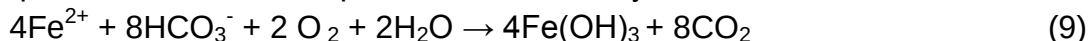


Рис.1. Зміна концентрації іонів заліза у артезіанській воді в залежності від часу відстоювання при початкових концентраціях заліза, мг/дм³: 2,0(1); 4,5(2); 9,0(3); 14,0(4); 28,0(5)

Таку залежність можна пояснити тим, що окислення іонів заліза проходить з пониженням рН середовища, яке обумовлене з одного боку постійним зниженням концентрації іонів OH^- за рахунок гідролізу іонів Fe^{3+} , а з іншого боку виділенням та частковим розчиненням вуглекислоти. Пониження рН середовища відбувається протягом деякого часу, після чого окислення іонів заліза(II) починає уповільнюватися. Сумарно процес окислення двохвалентного та гідроліз трьохвалентного заліза у воді в присутності гідрокарбонат іонів можна представити в такому виді:



Якщо враховувати реакції (4) та (9), то можна сказати про те, що рН середовища відіграє значну роль в окисленні заліза. Не дивлячись на те, що при розчиненні у воді сульфату заліза при доведенні його концентрації рН знижується лише до 7,2 та протягом доби підвищується до 7,4, цього достатньо для суттєвого сповільнення процесу окислення заліза. При початковій концентрації заліза 28 мг/дм³ за добу його концентрація знизилась лише до 5,6 мг/дм³, при цьому за перші 4 години вона знизилась до 15 мг/дм³. При відстоюванні розчину з початковою концентрацією 14 мг/дм³ реакція середовища якого була в межах 7,3-8,05 за добу окислилось майже все розчинене залізо. Очевидно, що при менших концентраціях заліза підкислення води відбувалося в меншій мірі, що сприяло підвищенню швидкості його окислення.

Для вивчення впливу рН середовища на швидкість окислення заліза розчини заліза(II) готували на артезіанській воді з концентрацією 30 мг/дм³, після чого доводили рН середовища від 7,20 до 9,00 (рис. 2).

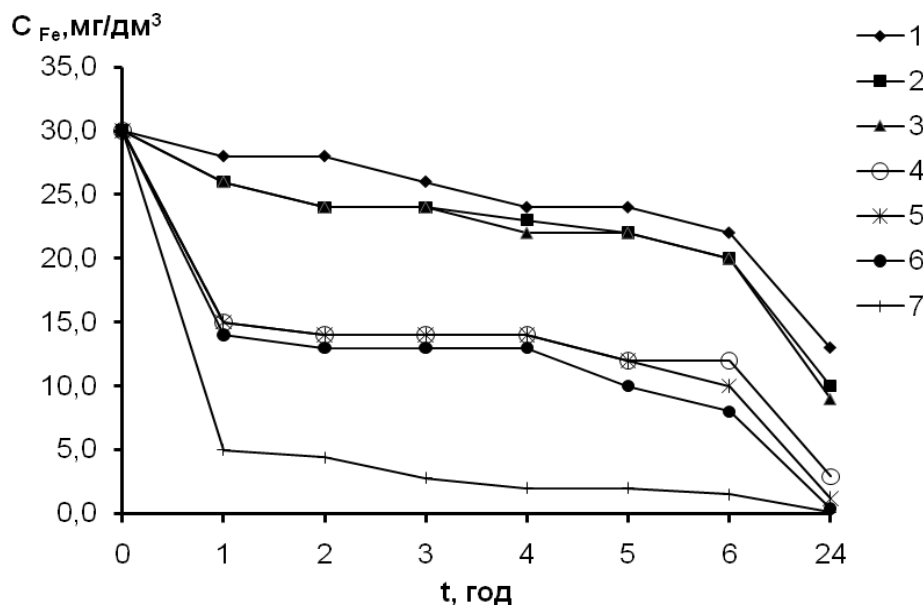


Рис. 2. Зміна концентрації заліза ($C_{Fe} = 30 \text{ мг/дм}^3$) у артезіанській воді від часу відстоювання при доведенні рН після розчинення сульфату заліза(II) до: 7,2(1); 7,3(2); 7,4(3); 7,5(4); 8,0(5); 8,5(6); 9,0(7)

Як видно з рисунку при $pH < 7,5$ окислення заліза відбувалося дуже повільно. За перші 4 години ступінь вилучення заліза не перевищував 27%, а за добу сягав лише 57-70% при залишкових концентраціях заліза 9...13 мг/дм³. При $pH = 7,4$ за перші 4 години ступінь вилучення заліза сягав 53%, а за добу – 90%. При $pH = 7,5$ за добу концентрація заліза знизилась до 1,2 мг/дм³ (ступінь вилучення 96%), а при pH 8 та 9 концентрація заліза знизилась відповідно до 0,4 та 0,1 мг/дм³ (ступінь вилучення 98,7 та 99,7%). Тому, можна сказати, що швидкість окислення заліза залежить як від його концентрації у воді, так і від жорсткості та лужності води, які забезпечують певний рівень рН середовища.

Для визначення кінетичної моделі окислення заліза в артезіанській воді в залежності від його концентрації були побудовані інтегральні кінетичні криві 1,2 та 3-го порядку (рис.3.). Кінетичні криві нульового порядку є власне криві представлені на рис.1.

Криві на рис.1 не носять лінійного характеру, тому очевидно лімітуючою реакцією окислення заліза не є реакція нульового порядку. Про це свідчать і дані по константах швидкості приведені в табл.1.

Якщо судити по рис. 3 (а), то інтегральні криві 1-го порядку близькі до прямих лише при концентраціях 14 та 28 мг/дм³. Враховуючи значення констант швидкості реакції можна сказати, що за концентрації заліза 14 мг/дм³ процес окислення найкраще описується рівнянням 1-го порядку. При всіх інших концентраціях заліза процес окислення найкраще описується рівнянням 2-го порядку.

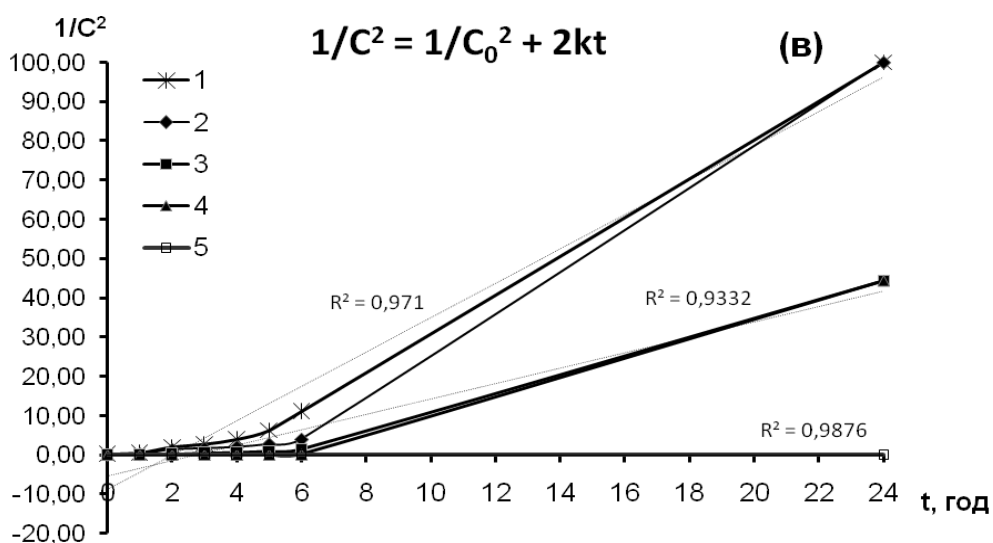
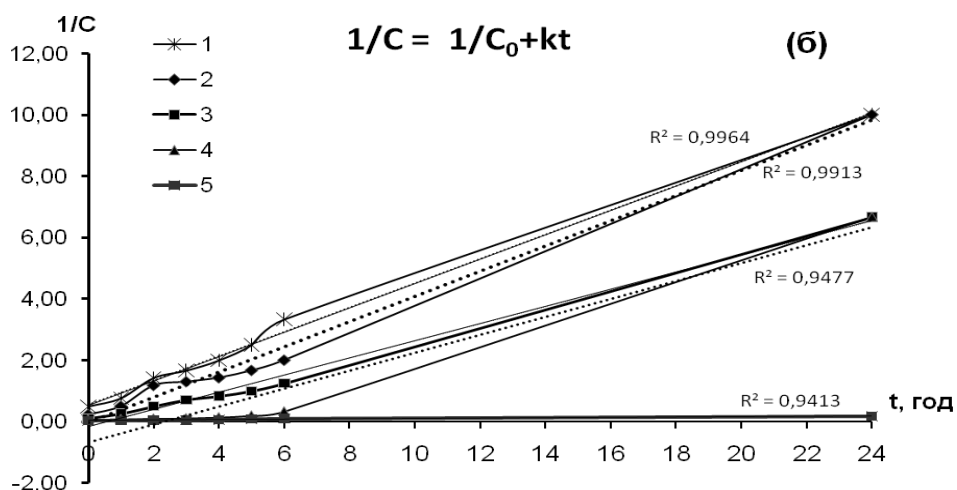
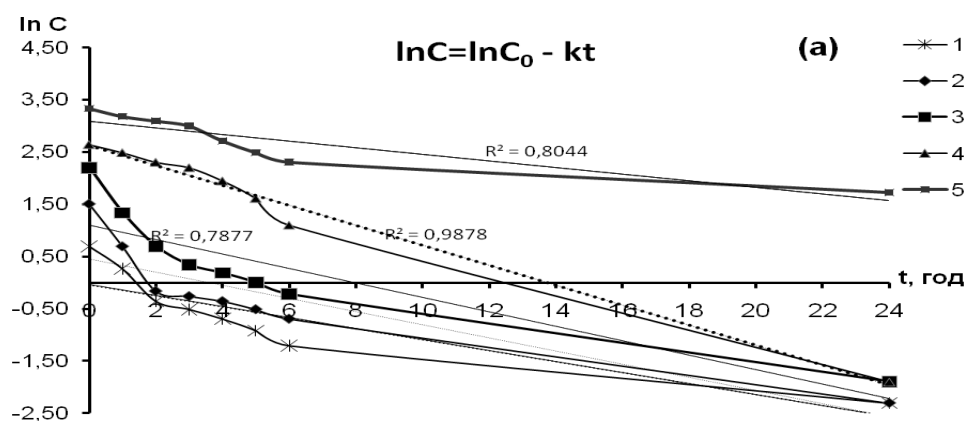


Рис. 3. Інтегральні кінетичні криві окислення заліза в артезіанській воді, що описуються рівняннями першого (а), другого (б) та третього (в) порядку при початкових концентраціях заліза, мг/дм³: 2,0(1); 4,5(2); 9,0(3); 14,0(4); 28,0(5)

Таблиця 1

**Константи швидкості процесу окислення заліза в артезіанській воді
розраховані за рівняннями для реакцій 0, 1, 2 та 3-го порядків**

$C_{Fe^{2+}}$ мг/дм ³	К	t, год				
		1	2	3	4	24
28	$K_0, \text{мг} \cdot \text{дм}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$	4,00	3,00	2,667	3,250	0,933
	$K_1, \text{год}^{-1}$	0,154	0,121	0,112	0,156	0,067
	$K_2, \text{дм}^3 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$	0,0060	0,0049	0,0048	0,0077	0,0060
	$K_3, \text{мг}^{-2} \cdot \text{дм}^6 \cdot \text{год}^{-1}$	0,0002	0,0002	0,0002	0,0004	0,0006
14	$K_0, \text{мг} \cdot \text{дм}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$	2,000	2,000	1,667	1,750	0,577
	$K_1, \text{год}^{-1}$	0,154	0,168	0,147	0,173	0,189
	$K_2, \text{дм}^3 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$	0,0119	0,0143	0,0132	0,0179	0,2748
	$K_3, \text{мг}^{-2} \cdot \text{дм}^6 \cdot \text{год}^{-1}$	0,0009	0,0012	0,0012	0,0019	0,9258
9	$K_0, \text{мг} \cdot \text{дм}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$	5,200	3,500	2,533	1,950	0,369
	$K_1, \text{год}^{-1}$	0,862	0,752	0,620	0,503	0,171
	$K_2, \text{дм}^3 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$	0,152	0,194	0,201	0,180	0,273
	$K_3, \text{мг}^{-2} \cdot \text{дм}^6 \cdot \text{год}^{-1}$	0,028	0,059	0,083	0,085	0,926
4,5	$K_0, \text{мг} \cdot \text{дм}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$	2,500	1,825	1,243	0,950	0,183
	$K_1, \text{год}^{-1}$	0,811	0,833	0,588	0,465	0,159
	$K_2, \text{дм}^3 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$	0,278	0,477	0,359	0,302	0,407
	$K_3, \text{мг}^{-2} \cdot \text{дм}^6 \cdot \text{год}^{-1}$	0,100	0,334	0,273	0,249	2,082
$C_{Fe^{2+}}$ мг/дм ³	К	t, год				
		1	2	3	4	24
2	$K_0, \text{мг} \cdot \text{дм}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$	0,700	0,650	0,467	0,375	0,079
	$K_1, \text{год}^{-1}$	0,431	0,525	0,401	0,347	0,125
	$K_2, \text{дм}^3 \cdot \text{мг}^{-1} \cdot \text{год}^{-1}$	0,269	0,464	0,389	0,375	0,396
	$K_3, \text{мг}^{-2} \cdot \text{дм}^6 \cdot \text{год}^{-1}$	0,171	0,448	0,421	0,469	2,078

Очевидно, що на процес окислення в даному випадку впливає як процес переходу гідрокарбонатів в вуглекислоту, так і дифузія кисню у воді. Якщо припустити, що на початковій стадії окислення заліза при його концентрації 28 мг/дм³ ($\approx 1 \text{ мг-екв/дм}^3$) концентрація кисню також рівна 1 мг-екв/дм³, то швидкість окислення буда залежати як від концентрації кисню так і заліза. В цьому випадку реакція буде описуватися рівнянням 2-го порядку. За інших концентрацій заліза цілком можливо порядок реакції визначається лімітуючою стадією (7), яка також описується кінетичним рівнянням 2-го порядку.

Слід відмітити, що достатньо висока швидкість окислення заліза в артезіанській воді обумовлена її гідро карбонатною лужністю, що забезпечує високий рівень рН середовища при використаних концентраціях сульфату заліза. При розчиненні сульфату заліза(II) в дистильованій воді рН середовища знижується в залежності від концентрації Fe^{2+} в межах 6,5...6,0 (рис.4). Підкислення розчину відбувається за рахунок гідролізу заліза.

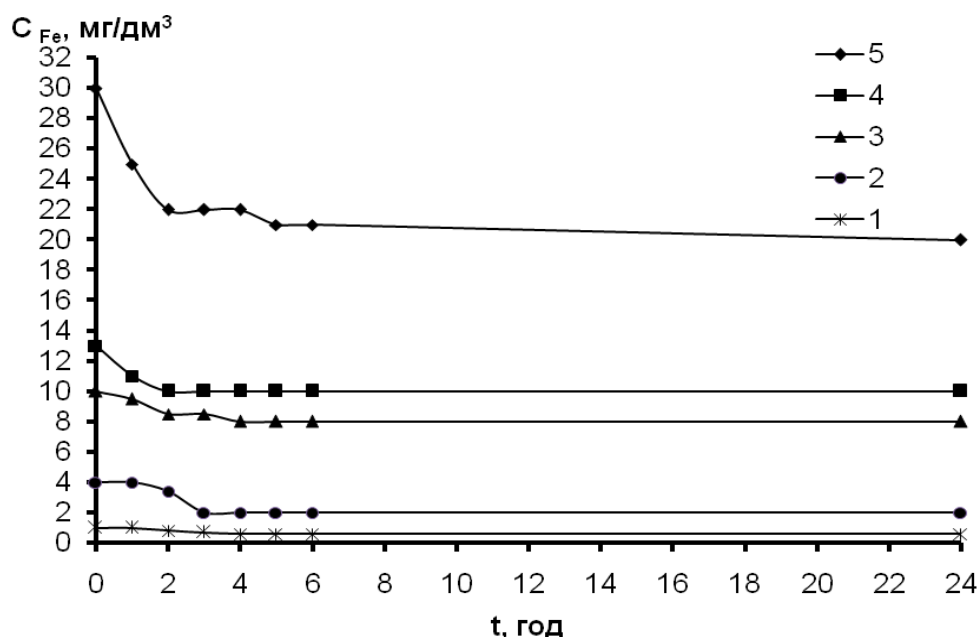


Рис. 4. Зміна концентрації іонів заліза в розчині приготованому на дистильованій воді в залежності від часу відстоювання при початкових концентраціях заліза, мг/дм³: 1,0(1); 4,0(2); 10,0(3); 13,0(4); 30,0(5)

Як видно з рис. 4, за даних умов, окислення заліза відбувається досить повільно і навіть за початкової концентрації заліза 1 мг/дм³ не відмічено значного зниження концентрації заліза. При цьому, якщо судити по рис. 4 та рис. 5 при концентраціях заліза 1...10 мг/дм³ (криві 1-3) процес описується кінетичним рівнянням 1-го порядку, що говорить про те, що в цілому швидкість окислення заліза залежить в основному від концентрації заліза при стабільній концентрації кисню. Ймовірно, за низької швидкості окислення заліза при невисоких його концентраціях швидкість дифузії кисню достатня, щоб підтримувати його концентрацію в розчині на рівні його розчинності у воді за даної температури. При вищих концентраціях заліза процес його окислення описується рівнянням 2-го порядку, що свідчить про те, що швидкість процесу визначається як концентрацією заліза так і концентрацією кисню. Частково дані залежності підтверджуються і розрахованими значеннями констант швидкості (табл.2).

Із приведених вище результатів видно, що швидкість окислення заліза(II) у воді насамперед залежить від реакції середовища за концентрацій заліза в межах 1...30 мг/дм³ при контакті води з атмосферним повітрям.

Таблиця 2

**Константи швидкості процесу окислення заліза в дистильованій воді
розраховані за рівняннями для реакцій 0, 1, 2 та 3-го порядків**

$C_{Fe^{2+}}$ мг/дм ³	К	t , год				
		1	2	3	4	24
30	K_0 , мг·дм ⁻³ ·год ⁻¹	5,000	4,000	2,667	2,000	0,417
	K_1 , год ⁻¹	0,182	0,155	0,103	0,078	0,017
	K_2 , дм ³ ·мг ⁻¹ ·год ⁻¹	$0,667 \cdot 10^{-2}$	$0,606 \cdot 10^{-2}$	$0,404 \cdot 10^{-2}$	$0,30 \cdot 10^{-2}$	$0,07 \cdot 10^{-2}$
	K_3 , мг ⁻² ·дм ⁶ ·год ⁻¹	$0,024 \cdot 10^{-2}$	$0,024 \cdot 10^{-2}$	$0,016 \cdot 10^{-2}$	$0,012 \cdot 10^{-2}$	$0,003 \cdot 10^{-2}$
13	K_0 , мг·дм ⁻³ ·год ⁻¹	2,000	1,500	1,000	0,750	0,125
	K_1 , год ⁻¹	0,167	0,131	0,087	0,066	0,011
	K_2 , дм ³ ·мг ⁻¹ ·год ⁻¹	$1,399 \cdot 10^{-2}$	$1,154 \cdot 10^{-2}$	$0,769 \cdot 10^{-2}$	$0,57 \cdot 10^{-2}$	$0,096 \cdot 10^{-2}$
	K_3 , мг ⁻² ·дм ⁶ ·год ⁻¹	$0,117 \cdot 10^{-2}$	$0,102 \cdot 10^{-2}$	$0,068 \cdot 10^{-2}$	$0,05 \cdot 10^{-2}$	$0,009 \cdot 10^{-2}$
10	K_0 , мг·дм ⁻³ ·год ⁻¹	0,500	0,750	0,500	0,500	0,083
	K_1 , год ⁻¹	0,051	0,081	0,054	0,056	0,009
	K_2 , дм ³ ·мг ⁻¹ ·год ⁻¹	$0,526 \cdot 10^{-2}$	$0,882 \cdot 10^{-2}$	$0,588 \cdot 10^{-2}$	$0,625 \cdot 10^{-2}$	$0,104 \cdot 10^{-2}$
	K_3 , мг ⁻² ·дм ⁶ ·год ⁻¹	$0,054 \cdot 10^{-2}$	$0,096 \cdot 10^{-2}$	$0,064 \cdot 10^{-2}$	$0,070 \cdot 10^{-2}$	$0,012 \cdot 10^{-2}$
4	K_0 , мг·дм ⁻³ ·год ⁻¹	0,000	0,300	0,667	0,500	0,083
	K_1 , год ⁻¹	0,000	0,081	0,231	0,173	0,029
	K_2 , дм ³ ·мг ⁻¹ ·год ⁻¹	0,000	0,022	0,083	0,063	0,010
	K_3 , мг ⁻² ·дм ⁶ ·год ⁻¹	0,000	0,006	0,031	0,023	0,004
1	K_0 , мг·дм ⁻³ ·год ⁻¹	0,000	0,100	0,100	0,100	0,017
	K_1 , год ⁻¹	0,000	0,112	0,119	0,128	0,021
	K_2 , дм ³ ·мг ⁻¹ ·год ⁻¹	0,000	0,125	0,143	0,167	0,028
	K_3 , мг ⁻² ·дм ⁶ ·год ⁻¹	0,000	0,141	0,173	0,222	0,037

В більшості випадків швидкість процесу окислення за даних умов описується рівняннями 2-го порядку. Хоча отримати чіткі однозначні результати по визначенню порядку реакції не вдалося, тому що процес самовільного окислення заліза у воді проходить стадійно і ряд реакцій можуть протікати як послідовно, так і паралельно. Процес окислення проходить із зниженням концентрації заліза, тоді як концентрація кисню залежить від швидкості його дифузії у воді. Крім того на останніх стадіях окислення заліза концентрація кисню може досягати рівня його розчинності у воді. Саме тому у ряді випадків процес окислення описується рівняннями 1-го порядку, що цілком може бути обумовлено постійною концентрацією кисню.

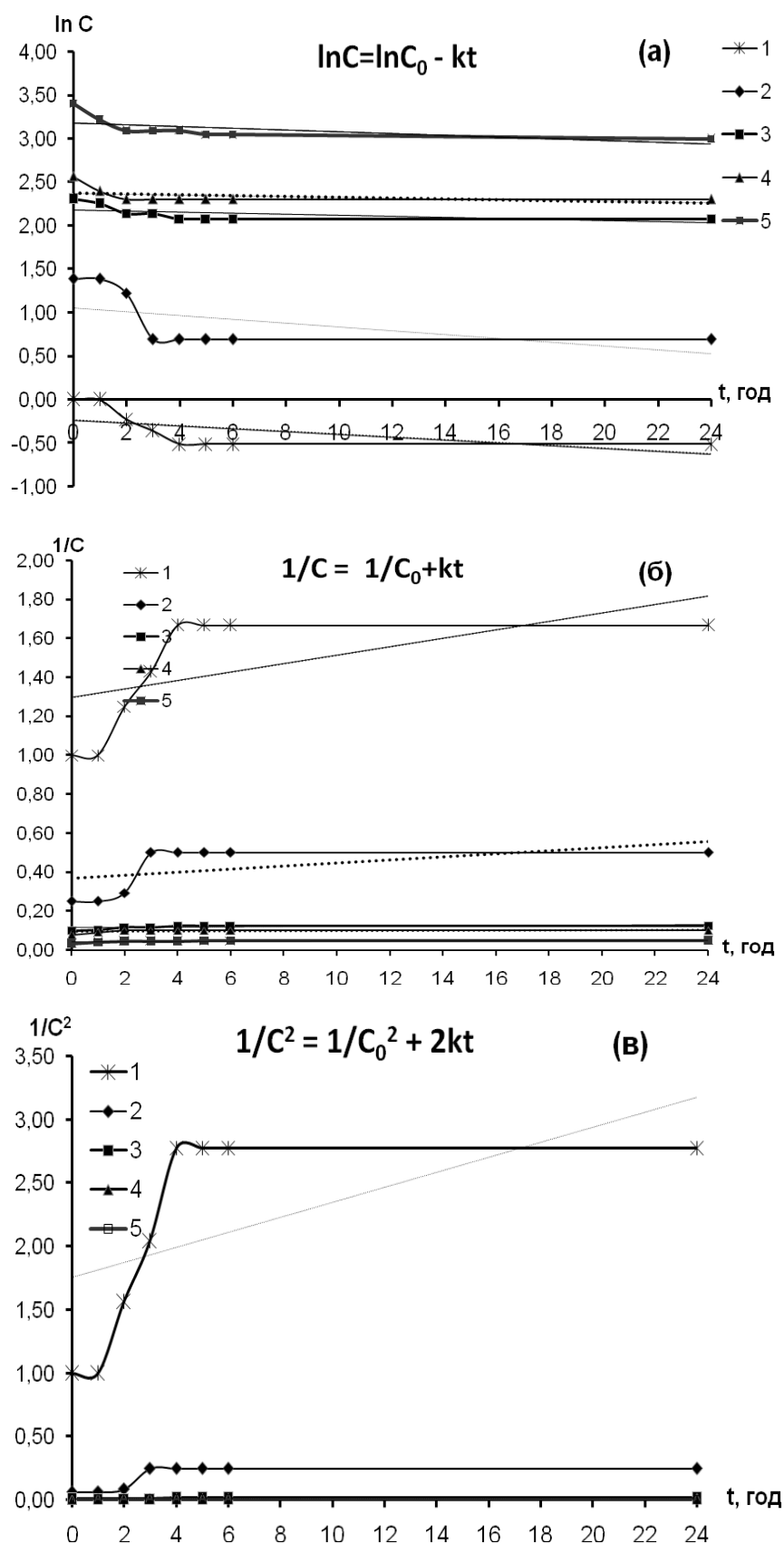


Рис. 5. Інтегральні кінетичні криві окислення заліза в дистильованій воді, що описуються рівняннями першого (а), другого (б) та третього (в) порядку при початкових концентраціях заліза, мг/дм³: 1,0(1); 4,0(2); 10,0(3); 13,0(4); 30,0(5)

Висновки. В природній воді швидкість окислення заліза знижується з підвищенням початкової концентрації, що пов'язано із зниженням рН води при гідролізі заліза. В дистильованій воді, де відсутні карбонати та гідрокарбонати підкислення при гідролізі заліза відбувається в більшій мірі, що сприяє значному зниженню швидкості окислення заліза(II) до заліза (III).

Вивчено процеси окислення заліза(II) в артезіанській та дистильованій воді. Визначено швидкість окислення заліза в залежності від концентрації його розчинів. Показано, що ступінь окислення заліза при його концентраціях від 1 до 30 мг/дм³ залежить від часу контакту води з повітрям та реакції середовища. При початкових значеннях рН розчинів заліза вище 7,5 спостерігається повне окислення заліза протягом доби, незалежно від його концентрації. Встановлено, що при контакті з повітрям розчинів сульфату заліза в дистильованій воді, рН яких не перевищують 6,5 окислення відбувається лише частково незалежно від початкової концентрації при часі окислення 24 години.

Визначено кінетичні залежності процесів окислення в розчинах приготованих на артезіанській та дистильованій воді. Показано, що в природній воді процеси окислення переважно описуються рівняннями 1-го порядку, а в дистильованій воді при концентраціях 1...10 мг/дм³ описуються рівняннями 1-го порядку, при концентраціях 13...30 мг/дм³ процес описується кінетичними рівняннями 2-го порядку.

Список літератури

1. Tolchev A.V., Kleschov D.G., Bagautdinova R.R., Pervushin V.Y. Temperature and pH effect on composition of a precipitate formed in FeSO₄-H₂O-H⁺/OH⁻-H₂O₂ system // Materials Chemistry and Physics. – 2002. – Vol. 74, № 3. – P. 336-339.
2. Семенова И. В., Хорошилов А. В. Условия осаждения железа из воды // Энергозбережение и водоподготовка. – 2006. – № 5. – С. 7-10
3. Кульский Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. – К.: Высшая школа, 1981 – 328 с.
4. Золотова, Е. Ф., Асс Г. Ю. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода. – М.: Стройиздат, 1975. – 176 с.
5. Alicilar A. , Meriç G. , Akkurt F. , Şendil O. Air Oxidation of Ferrous Iron in Water // Journal of International Environmental Application and Science. – 2008. – Vol. 3, № 5. – P. 409-4014
6. Stumm, W., Morgan, J.J. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters – Wiley-Interscience, New York, 1996. – 1022 p.
7. Перевощикова Н. Б., Корнев В. И. К вопросу о гидролизе ионов железа в водных растворах // Вестник Удмуртского университета. Серия Химия. – 2006. – № 8. – С. 189-198.
8. Pham A.N., Waite, T.D. Oxygenation of Fe(II) in natural waters revisited: Kinetic modeling approaches, rate constant estimation and the importance of various reaction pathways // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2008. – Vol. 72, №15. – P. 3616-3630

Надійшло до редакції 21.04.2016

ОЦІНКА ДИФУЗІЙНИХ ПРОЦЕСІВ ПРИ РОЗЧИНЕННІ НЕДОВИПАЛЕНОГО ДОЛОМІТУ ТА БРУСИТУ

Представлено розрахунок константи швидкості розчинення та коефіцієнта масовіддачі в залежності від тривалості контакту з водою, діаметра фракції завантаження, рН води та її жорсткості та аналіз процесу розчинення недовипаленого доломіту і бруситу. На основі розрахунку отримано емпіричні формули для опису дифузійних процесів при розчиненні недовипаленого доломіту та бруситу.

Ключові слова: доломіт, брусит, рН води, магній, кальцій, жорсткість, дифузія, коефіцієнт масовіддачі, константа швидкості розчинення.

Представлены расчет константы скорости растворения и коэффициента массоотдачи в зависимости от продолжительности контакта с водой, диаметра фракции загрузки, рН воды и ее жесткости и анализ процесса растворения недообожженного доломита и брусита. На основе расчета получены эмпирические формулы для описания диффузионных процессов при растворении недообожженного доломита и брусита.

Ключевые слова: доломит, брусит, рН воды, магний, кальций, жесткость, диффузия, коэффициент массоотдачи, константа скорости растворения.

Analysis of dissolving process in half roasted dolomite and brucite based on empirical calculation of dissolution rate constants and dissolving coefficient.

Key words: dolomite, brucite, pH of water, magnesium, calcium hardness, diffusion coefficient, dissolution rate constant.

Використання недовипаленого доломіту та бруситу для коригування рН води при освітленні, знебарвленні, знезалізненні, видаленні марганцю, іонів важких металів, підлюговуванні води після установок зворотного осмосу та інших технологічних заходів потребує більш повного дослідження процесу розчинення цих матеріалів.

Розчинення недовипаленого доломіту та бруситу залежить від багатьох факторів, а саме: температури води, що обробляється, її жорсткості та рН, часу контакту її з матеріалом і його поверхнею, крупності зерен досліджуваних матеріалів. Розчинення недовипаленого доломіту та бруситу являє собою доволі складний процес – вилюговування, тобто вилучення речовини розчинником (водою) з твердого скелету, при цьому, крім

масовіддачі від поверхні розподілу фаз в потік речовини, має місце і переміщення речовини в твердій фазі. Для цього процесу характерним є зменшення швидкості переносу маси в порівнянні зі швидкістю молекулярної дифузії. Тому в науково-технічній літературі [1-3] при описі вказаних процесів користуються терміном "обмежена дифузія", що пояснюється механічним опором дифузійному потоку самим каркасом твердого тіла (доломіту та бруситу) і опором руху молекул.

Для «обмеженої дифузії» Каді та Вільямсом була виведена залежність через молекулярну дифузію (1)

$$D_{\text{ст}} = D \cdot \frac{1}{1 + a \cdot \frac{r}{R}}, \quad (1),$$

де $D_{\text{ст}}$ – коефіцієнт «обмеженої дифузії», D – Коефіцієнт молекулярної дифузії, r – розмір дифундуючих молекул, R – поперечний розмір пор твердого тіла; a – числовий коефіцієнт.

При розгляді процесу розчинення «обмежену дифузію» змінюють на більш загальну кінетичну характеристику, а саме: коефіцієнт масопровідності. І в якості закону, приймають, що кількість речовини, що перемістилася у твердій фазі за рахунок масопровідності, пропорційна градієнту концентрації, площі, перпендикулярної напрямку потоку речовини та часу.

Згідно з цим законом, перенесення розподілюваної речовини в твердому тілі описується рівнянням

$$dM = -K \cdot \frac{dC}{dx} \cdot dF \cdot dt, \quad (2)$$

де $\frac{dC}{dx}$ – градієнт концентрації; F – площа перпендикулярна напрямку потоку речовини; t – час; K – коефіцієнт пропорційності (коефіцієнт масопровідності), що має розмірність коефіцієнту дифузії.

Закономірним є, що коефіцієнт масопровідності не являється постійною величиною і залежить від природи процесу, ряду факторів, що визначають величину коефіцієнта молекулярної дифузії та від структури твердого тіла.

Для оцінки процесу розчинення на підставі закону масовіддачі і конвективної дифузії Щукарьов [3] запропонував рівняння у вигляді:

$$dM = \beta \cdot (C_r - C_t) dF \cdot dt, \quad (3)$$

де β – коефіцієнт масовіддачі, що характеризує перенесення речовини конвективними та дифузійними потоками одночасно; C_r – концентрація у сприймаючій фазі біля поверхні розподілу фаз (розглядається як рівноважна концентрація); C_t – концентрація у ядрі потоку сприймаючої фази; M – кількість речовини, що про дифундувала; t – час дифузії.

Якщо прийняти одиниці виміру $[M] = [\text{кг}]$, $[F] = [\text{м}^2]$, $[t] = [\text{год}]$, $[C] = [\text{кг/м}^3]$, то одиниця вимірювання β буде

$$[\beta] = \left[\frac{M}{F t (C_r - C_t)} \right] = \left[\frac{\text{кг} \cdot \text{м}^3}{\text{м}^2 \cdot \text{год} \cdot \text{кг}} \right] = \left[\frac{\text{м}}{\text{год}} \right]. \quad (4)$$

Коефіцієнт масовіддачі показує, яка кількість речовини передається від поверхні розподілу фаз в сприймаючу фазу через 1 м² поверхні фазового контакту на протязі однієї години при різниці концентрацій 1 кг/м³

Іншим критерієм, що характеризує процес розчинення недовипаленого доломіту та бруситу у воді, є константа швидкості розчинення, так як розчинення відноситься до гетерогенних процесів і його лімітуючою стадією є дифузія, то швидкість усього процесу визначається швидкістю дифузії. Константа швидкості розчинення, запропонована Щукарьовим, визначається за рівнянням:

$$K_p = \frac{2,3}{t} \cdot \lg \frac{C_{\text{нас}}}{C_{\text{нас}} - C} \quad (5)$$

де t – час розчинення; $C_{\text{нас}}$ – концентрація розчину безпосередньо на поверхні розподілу фаз (на поверхні доломіту і бруситу); C – концентрація речовини, що дифундує.

Коефіцієнти масовіддачі і константа швидкості розчинення також не є постійними величинами і залежать від параметрів, що описувалися вище.

Метою даних досліджень було визначення коефіцієнта масовіддачі і константи швидкості розчинення недовипаленого доломіту і бруситу.

На підставі попередніх досліджень було встановлено, що найбільш оптимальними умовами випалу для:

- доломіту – обробка матеріалу протягом 1-ї години при температурі 800...825°C;
- бруситу – обробка матеріалу протягом 1-ї години при температурі 600...650°C;

В представлених дослідах використовувався недовипалений доломіт з зернами діаметром 1,75; 4,0; 6,0; 8,5, 12,5 мм, та брусит, крупність зерен якого становила 1,8; 3,0; 4,0; 6,0 і 12,5 мм, випалені при вищезазначених умовах.

Для визначення поверхні шару доломіту і бруситу, що припадає на одиницю його об'єму a (м²/м³) визначалася їх пористість, тобто частка незайнятого зернами об'єму ϵ , котра складала 0,5, що відповідає зернам щебеню крупністю 5...25 мм (3). Величина поверхні зерен визначалася за формулою:

$$a = a_0 (1 - \epsilon) \quad (6)$$

де a_0 – питома поверхня зерна, яка визначалася із виразу:

$$a_0 = 6 / d \quad (7)$$

Таким чином, поверхня зерен діаметром 1,75; 1,8; 4,0; 6,0; 8,5; 12,5 мм відповідно становила 1714; 1666,7; 750; 500; 366 і 254,3 м²/м³. Дослідження проводилися при однаковій температурі, що становила 20°C. Вихідна вода мала наступні показники:

- рН 3; 5; 7; 9; 11;
- жорсткість 1; 3; 5; 7; 9 мг-екв/л,
- час контакту води з недовипаленим доломітом і бруситом становив, відповідно 1; 3; 5; 7; 9 хв.

Планування експерименту проводилося за методикою Протод'яконова [4]. Визначення загальної, магнієвої, кальцієвої жорсткості та інших параметрів проводилося за стандартними методикам. Концентрація розчину безпосередньо на поверхні твердої фази визначалася шляхом відбору проб в розчині до отримання максимальної і постійної протягом тривалого часу (на протязі 25...45 год) концентрації. Для недовипаленого доломіту ця концентрація складала: $C_{\text{нас}}^{\text{заг}} = 15,9$ мг-екв/л, $C_{\text{Mg}} = 13,5$ мг-екв/л, $C_{\text{Ca}} = 2,4$ мг-екв/л, а для недовипаленого бруситу: $C_{\text{нас}} = 11,35$ мг-екв/л, $C_{\text{Mg}} = 10,805$ мг-екв/л, $C_{\text{Ca}} = 0,495$ мг-екв/л. Ці значення концентрації використовувалися при визначенні констант швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу, а також коефіцієнта масовіддачі.

При порівнянні розчинності недовипаленого доломіту та бруситу при їх контакті з вихідною водою при $\text{pH} = 6,95$, загальній $J_{\text{заг}} = 8,45$ мг-екв/л, кальцієвій $J_{\text{Ca}} = 6,08$ мг-екв/л і магнієвій жорсткості $J_{\text{Mg}} = 2,37$ мг-екв/л, впливає, що кальцієва жорсткість в обох випадках зменшується відповідно в 1,14 і 1,28 разів, магнієва жорсткість збільшується в 2,76 і 2,93 рази. Результати експерименту наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

**Зміна жорсткості та pH води при розчиненні
недовипаленого доломіту та бруситу**

№ п/п	Час, хв	Брусит				Доломіт			
		pH	Жорсткість, мг-екв/л			pH	Жорсткість, мг-екв/л		
			$J_{\text{заг}}$	J_{Mg}	J_{Ca}		$J_{\text{заг}}$	J_{Mg}	J_{Ca}
1	1	7,69	10,35	3,58	6,74	8,0	14,15	6,74	7,41
2	3	8,1	12,92	6,18	6,74	8,1	14,82	7,5	7,32
3	5	8,2	12,35	6,46	5,89	8,1	11,88	5,89	5,99
4	7	8,1	11,40	6,00	5,40	8,1	12,06	6,74	5,32
5	9	8,0	11,87	6,55	5,32	8,1	11,7	6,95	4,75

Зменшення кальцієвої жорсткості в даному випадку можна пояснити сорбцією іонів кальцію гідроксидом магнію, що утворився у розчині при $\text{pH} = 8,0$. Як показали подальші дослідження, зі збільшенням pH, процес вилучення іонів кальцію збільшується. При контакті недовипаленого доломіту та бруситу з водою протягом 9 хвилин, кінцева величина pH і загальна жорсткість води в обох випадках приблизно однакові.

При дослідженні розчинення недовипаленого бруситу враховувався той факт, що в воду надходять тільки іони магнію, а іони кальцію, присутні у вихідній воді, частково сорбуються гідроксидом магнію, що утворюється, причому величина сорбції збільшується зі збільшенням pH води.

Також були визначені константи швидкості розчинення (загальної – $K_{\text{заг}}$, магнієвої – K_{Mg} і кальцієвої – K_{Ca}) недовипаленого доломіту та бруситу, отримані на підставі формули (5), в залежності від часу їх контакту з водою, крупності зерен завантаження, значень pH і жорсткості вихідної води.

Результати експериментальних визначень констант швидкості розчинення наведені в табл.2,3 та на рис. 1-4.

Таблиця 2

Усереднені значення констант швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від часу їх контакту з водою та значень рН вихідної води

№ п/п	t , хв.	$K_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-2}$	$K_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-2}$	pH ₀	$K_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-2}$	$K_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-2}$
1	1	75,00	113,60	3	27,23	33,80
2	3	27,76	42,80	5	38,18	36,20
3	5	18,99	26,80	7	32,62	66,48
4	7	10,06	30,28	9	32,56	65,88
5	9	8,67	34,88	11	11,62	46,00

Таблиця 3

Усереднені значення констант швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від жорсткості вихідної води та діаметра зерен

№ п/п	Ж, мг-екв/л	$K_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-2}$	$K_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-2}$	Діаметр зерен	$K_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-2}$	$K_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-2}$
1	1	19,00	33,80	1,8	29,48	34,80
2	3	26,16	36,20	3	27,66	39,60
3	5	25,10	66,48	4	32,18	39,68
4	7	34,40	65,88	6	26,64	40,88
5	9	42,96	46,00	12,5	27,84	43,80

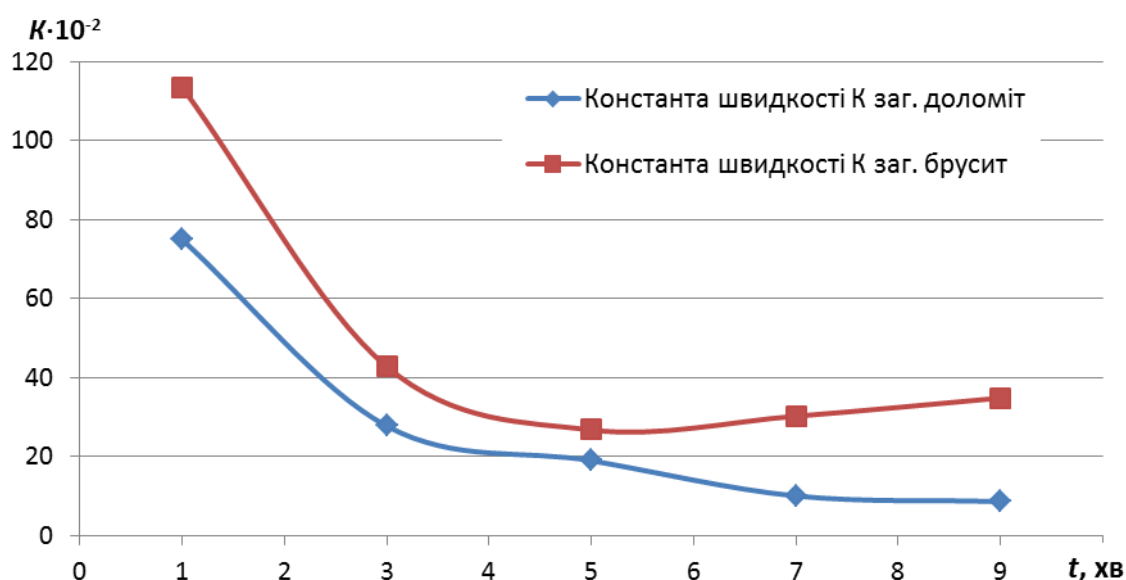


Рис. 1. Усереднені значення константи швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від часу їх контакту з водою

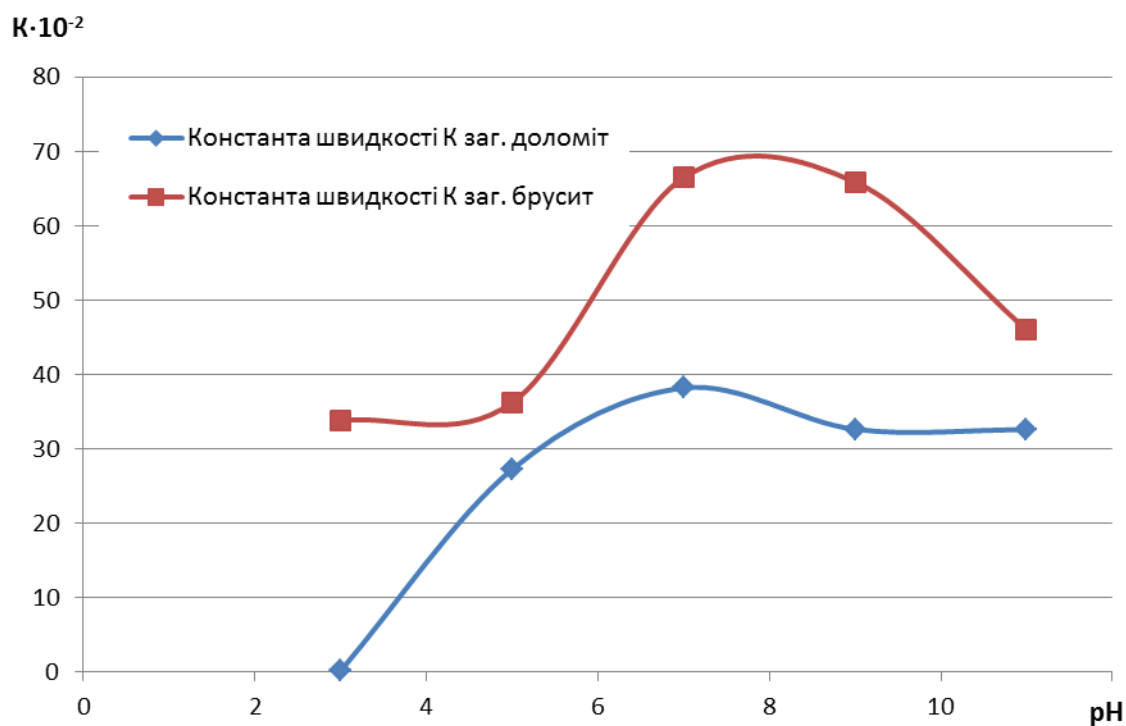


Рис. 2. Усереднені значення константи швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від значень рН вихідної води

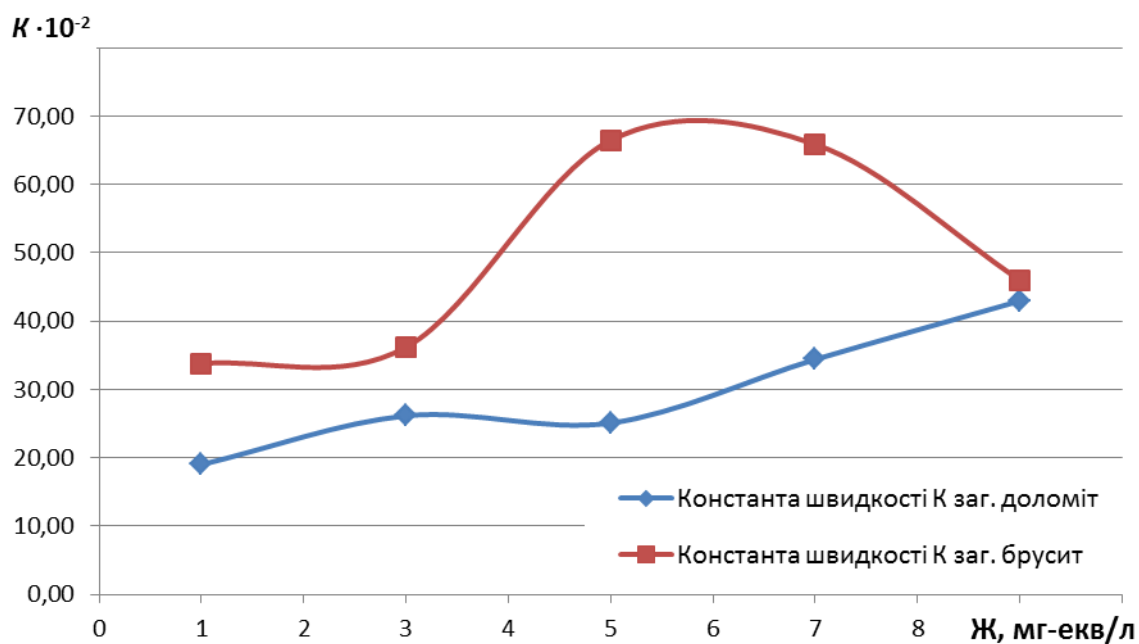


Рис. 3. Усереднені значення константи швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від жорсткості вихідної води

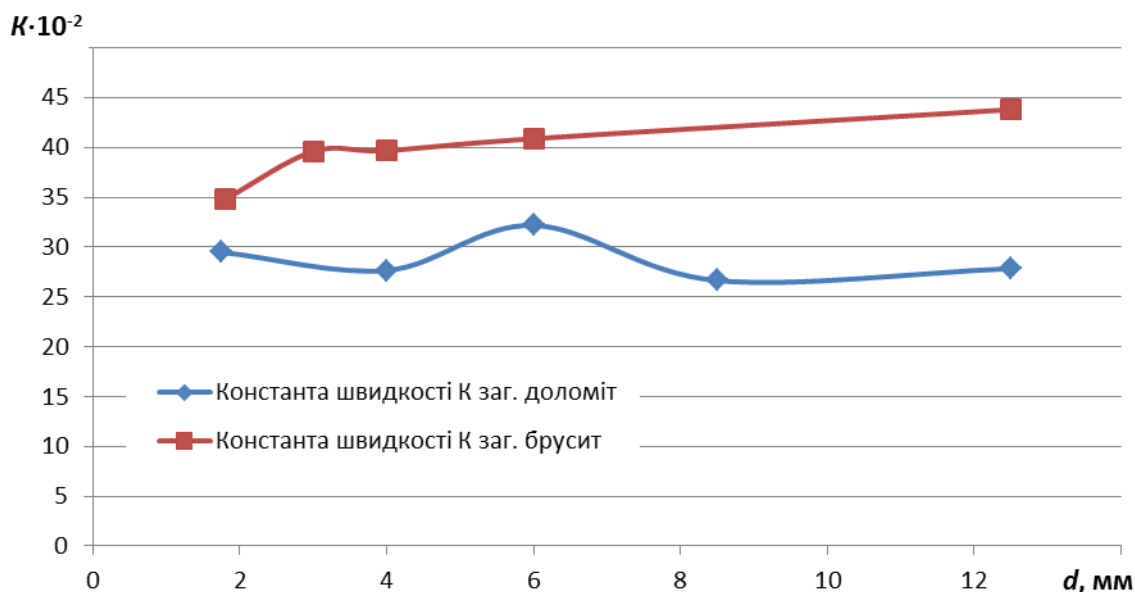


Рис. 4. Усереднені значення константи швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від діаметру зерен завантаження

Константи швидкості розчинення недовипаленого доломіту та бруситу описані нижченаведеними емпіричними рівняннями в залежності від :

– часу контакту з водою

$$K_{\text{заг}}^{\text{доломіту}} = \frac{0,7275}{t} + 0,0183$$

$$K_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} = -0,0855t + 0,9211$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{доломіту}} = \frac{0,996}{t} - 0,351$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} = 0,0866t + 0,8178$$

$$K_{\text{Ca}}^{\text{доломіту}} = \frac{1,319}{t} - 0,0487$$

– значень pH вихідної води:

$$K_{\text{заг}}^{\text{доломіту}} = -0,0021\text{pH}^4 + 0,0605\text{pH}^3 + 0,6197\text{pH}^2 + 2 \cdot 0,6544\text{pH}^3$$

$$K_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} = 0,0030547\text{pH}^4 \cdot 0,0879\text{pH}^3 + 0,8835\text{pH}^2 \cdot 3,57704\text{pH} + 5,2$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{доломіту}} = -0,00124\text{pH}^4 + 0,0329\text{pH}^3 \cdot 0,312\text{pH}^2 + 1,25\text{pH} - 1$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} = 7,8125 \cdot 10^{-4}\text{pH}^4 \cdot 0,00194\text{pH}^3 + 0,1649\text{pH}^2 + 0,6125$$

$$K_{\text{Ca}}^{\text{доломіту}} = -0,001354\text{pH}^4 + 0,0395\text{pH}^3 + 0,4227\text{pH}^2 + 1,9234\text{pH}^2$$

– жорсткості вихідної води:

$$K_{\text{заг}}^{\text{доломіту}} = -0,00268\text{Ж}_{\text{заг}}^4 + 0,0058\text{Ж}_{\text{заг}}^3 + 0,417\text{Ж}_{\text{заг}}^2 + 1,168\text{Ж}_{\text{заг}} + 0,57$$

$$K_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} = 0,00177\text{Ж}_{\text{заг}}^4 + 0,040\text{Ж}_{\text{заг}}^3 + 0,2916\text{Ж}_{\text{заг}}^2 + 0,69075\text{Ж}_{\text{заг}} + 0,75058$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{доломіту}} = [7 \cdot 1354 \cdot 10^{-4}]\text{Ж}_{\text{Mg}}^4 + 0,001566\text{Ж}_{\text{Mg}}^3 + 0,1086\text{Ж}_{\text{Mg}}^2 + 0,271$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} = -9,16606 \cdot 10^{-4} \text{Ж}^4 + 0,0156 \text{Ж}^3 + 0,08127 \text{Ж}^2 + 0,1908$$

$$K_{\text{Ca}}^{\text{доломіту}} = [2,630 \cdot 10^{-4}] \cdot \text{Ж}_{\text{Ca}}^4 + 0,008 \text{Ж}_{\text{Ca}}^3 + 0,0706 \cdot \text{Ж}_{\text{Ca}}^2 + 0,1714$$

– діаметра зерен завантаження:

$$K_{\text{заг}}^{\text{доломіту}} = 0,0087d + 0,337$$

$$K_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} = -0,0025d + 0,4436$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{доломіту}} = 0,0051d + 0,2139$$

$$K_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} = 3,527 \cdot 10^{-4}d + 0,3659$$

$$K_{\text{Ca}}^{\text{доломіту}} = 0,00765d + 0,2794$$

Коефіцієнти масовіддачі β для недовипаленого доломіту та бруситу, в залежності від часу їх контакту з водою, крупності зерен завантаження, значень рН і жорсткості вихідної води, визначався за формулою (4).

Результати розрахунків коефіцієнта масовіддачі β наведені в табл.4,5 та на рис. 5-8.

Таблиця 4

Коефіцієнт масовіддачі в залежності від часу контакту з водою та рН

№ п/п	t, хв	$\beta_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-3}$	$\beta_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-3}$	рН	$\beta_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-3}$	$\beta_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-3}$
1	1	139,71	238,80	3	24,30	55,60
2	3	74,92	78,00	5	52,23	101,40
3	5	59,45	45,80	7	91,04	89,60
4	7	19,89	48,00	9	74,28	111,68
5	9	16,50	89,80	11	80,78	47,75

Таблиця 5

Коефіцієнт масовіддачі в залежності від жорсткості вихідної води та діаметру зерен завантаження

№ п/п	Ж, мг-екв/л	$\beta_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-3}$	$\beta_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-3}$	Діаметр зерен	$\beta_{\text{заг}}^{\text{доломіт}} \times 10^{-3}$	$\beta_{\text{заг}}^{\text{брусит}} \times 10^{-3}$
1	1	20,00	55,60	1,8	16,67	54,80
2	3	45,57	101,40	3	64,19	93,80
3	5	39,63	89,60	4	62,20	111,40
4	7	61,48	111,68	6	68,39	95,75
5	9	163,83	133,25	12,5	105,28	219,00

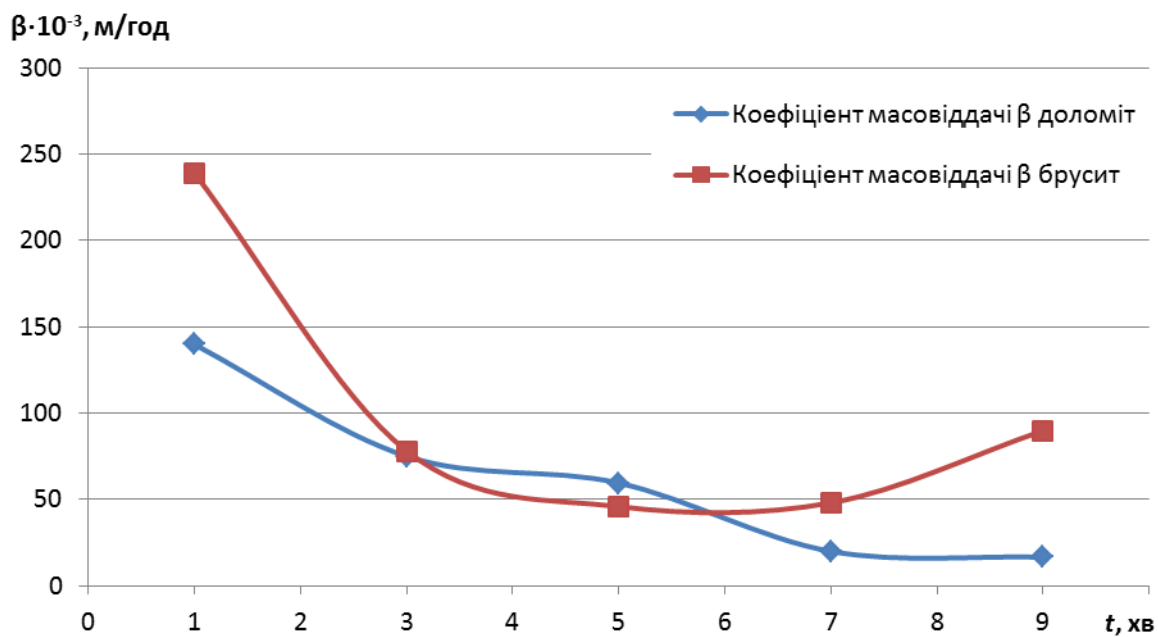


Рис. 5. Усереднені значення коефіцієнта масовіддачі β недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від часу їх контакту з водою

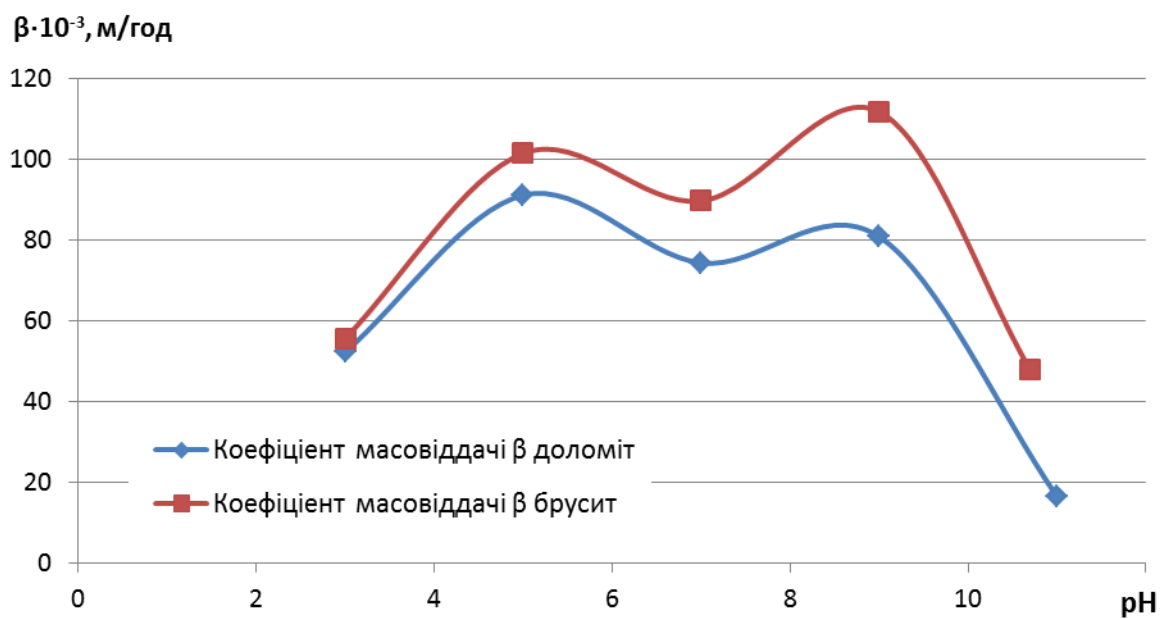


Рис. 6. Усереднені значення коефіцієнта масовіддачі β недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від значень pH вихідної води

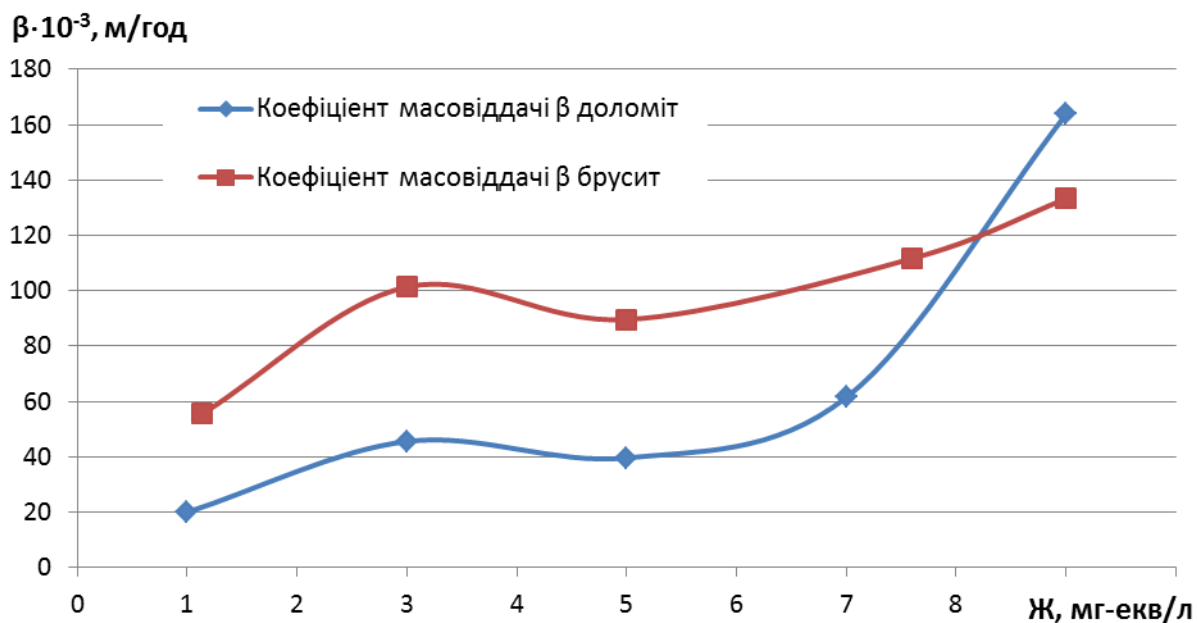


Рис. 7. Усереднені значення коефіцієнта масовіддачі β недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від значень жорсткості вихідної води

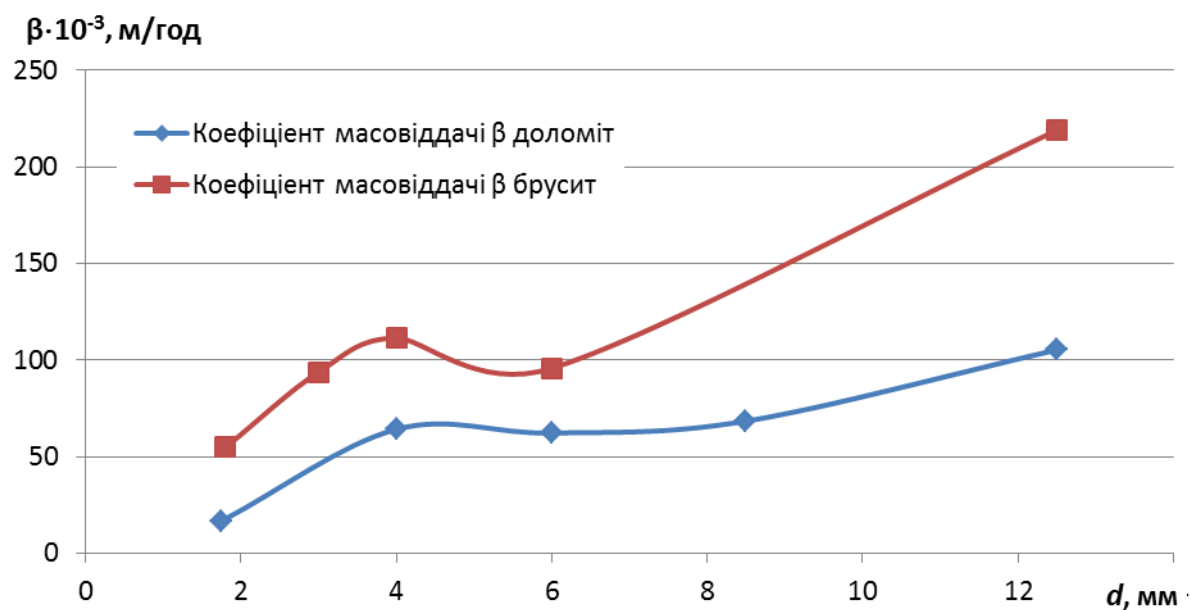


Рис. 8. Усереднені значення коефіцієнта масовіддачі β недовипаленого доломіту та бруситу в залежності від діаметра зерен завантаження

Значення коефіцієнта масовіддачі β при розчиненні недовипаленого доломіту та бруситу визначаються емпіричними

рівняннями в залежності від:

- часу контакту з водою:

$$\begin{aligned}\lg\beta_{\text{заг}}^{\text{доломіту}} &= 0,1418t + 1,939; \\ \lg\beta_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} &= -0,00279 t^4 + 0,033 t^3 + 0,1133 t^2 + 0,4065 t + 1; \\ \lg\beta_{\text{Mg}}^{\text{доломіту}} &= 0,1131t + 1,7303; \\ \lg\beta_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} &= -0,002067 t^4 + 0,0621 t^3 + 0,6277 t^2 + 2,4748 t;\end{aligned}$$

- значень рН вихідної води:

$$\begin{aligned}\lg\beta_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} &= -0,003487 pH^4 + 0,1002 pH^3 + 1,0051 pH^2 + 4,084 pH + 2,9; \\ \lg\beta_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} &= 0,0015 pH^4 + 0,035 pH^3 + 0,2887 pH^2 + 0,931 pH + 3,744;\end{aligned}$$

- жорсткості вихідної води:

$$\begin{aligned}\lg\beta_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} &= 0,00715 Ж^4 + 0,1461 Ж^3 + 0,99546 Ж^2 + 2,46685 Ж + 3,9; \\ \lg\beta_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} &= 0,00288 Ж^4 + 0,0695 Ж^3 + 0,5784 Ж^2 + 1,841 Ж + 4,0121;\end{aligned}$$

- діаметра зерен завантаження:

$$\begin{aligned}\lg\beta_{\text{заг}}^{\text{бруситу}} &= 0,0061309d + 2,5437; \\ \lg\beta_{\text{Mg}}^{\text{бруситу}} &= 0,015591d + 2,56187.\end{aligned}$$

Висновки

1. При розчиненні недовипаленого доломіту:

- константа швидкості розчинення істотно залежить від часу його контакту з водою (рис. 1) і в меншій мірі – від діаметра завантаження (рис. 4). Невелика різниця значень констант швидкості розчинення в залежності від діаметра зерен завантаження пояснюється тим, що зі зменшенням діаметру завантаження, поверхня, за рахунок контакту сусідніх зерен, більше закинена і в меншій мірі омивається потоком води, а отже, виключається з масообміну;

- константа швидкості розчинення в інтервалі значень рН від 3 до 5 збільшується, при рН = 7...9 – стабілізується, а потім різко зменшується (рис. 2);

- зі збільшенням жорсткості вихідної води збільшується і константа швидкості розчинення, причому різке її збільшення спостерігається в інтервалі показників жорсткості від 5,0 до 9,0 мг-екв/л (рис. 3);

- зі збільшенням часу контакту доломітового завантаження з водою коефіцієнт масовіддачі зменшується, а зі збільшенням діаметра завантаження – збільшується (рис. 5 та 8). Збільшення коефіцієнта масовіддачі β зі збільшенням діаметра завантаження можна пояснити значно меншим опором завантаження при дифузії іонів магнію і кальцію;

- найбільш інтенсивно процес масовіддачі протікає при значеннях рН від 5 до 9, потім процес значно сповільнюється (рис. 6);

- жорсткість в меншій мірі впливає на коефіцієнт масовіддачі, але в інтервалі від 5 до 9 мг-екв/л спостерігається збільшення дифузії іонів кальцію та магнію.

2. При розчиненні бруситу:

- вплив діаметра завантаження на константу швидкості розчинення істотно відзначається в інтервалі від 1,8 до 3,0 мм, в інтервалі від 3 до 12,5 мм вплив діаметра незначний (рис. 4);
- зі збільшенням значень рН до 9 і вихідної жорсткості води до 7,0 мг-екв/л, константа швидкості розчинення зростає, а потім зменшується в обох випадках (рис. 2, 3);
- зі збільшенням часу контакту недовипаленого бруситу з водою константа швидкості розчинення різко зменшується, крива, що приведена на рис. 1 має гіперболічний вид;
- коефіцієнт масовіддачі β зі збільшенням часу контакту спочатку зменшується, а потім після 5 хвилин контакту починає збільшуватися (рис. 5);
- діаметр зерен завантаження несуттєво впливає на величину коефіцієнта β (рис. 8);
- найбільш інтенсивно процес масовіддачі протікає при значеннях рН води в інтервалі від 5 до 9, потім процес значно сповільнюється (рис. 6);
- коефіцієнт β набуває найбільших значень при жорсткості 9,0 мг-екв/л (рис. 7).

Список літератури

1. *Плановський О.М., Ніколаєв І.П.* Процессы и аппараты химической и нефтехимической технологии. – М.: Химия, 1972р. – 266 с.
2. *Аеров М.Е., Тодес О.М.* Гидравлические и тепловые основы работы аппаратов, со стационарным и кипящим зернистым слоем. – Л.: Химия, 1968 р. – 81 с.
3. *Айвазов Б.В.* Практикум по химии поверхностных явлении и адсорбции. – М.: Высшая школа, 1978 р. – 208 с.
4. *Протодьяконов М.М., Тедер Р.І.* Методика рационального планирования экспериментов. – М.: Наука, 1971 р. – 76 с.

Надійшло до редакції 25.04.2016

І.М. АКСЬОНОВА, кандидат технічних наук
Одеська державна академія будівництва та архітектури, кафедра
водовідведення та гідравліки

ІДЕНТИФІКАЦІЯ ХВИЛЬОВИХ ЯВИЩ БІОХІМІЧНИХ ПРОЦЕСІВ В БІОРЕАКТОРАХ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД УЛЬТРАЗВУКОВИМИ МЕТОДАМИ

У роботі розглянуто імовірність використання ультразвукових методів діагностики при дослідженні хвильових явищ ферментно-каталітичних реакцій розкладу органічної речовини у біохімічних реакторах очищення стічних вод.

Ключові слова: хвильові явища, ферментно-каталітичні реакції, ультразвукові методи, біореактори, очищення стічних вод.

В работе рассмотрена вероятность использования ультразвуковых методов диагностики при исследовании волновых явлений ферментно-каталитических реакций разложения органичного вещества в биохимических реакторах очистки сточных вод.

Ключевые слова: волновые явления, ферментно-каталитические реакции, ультразвуковые методы, биореакторы очистки сточных вод.

The paper considers the possibility of using ultrasound diagnostic methods in the study of wave phenomena reactions of enzyme catalytic decomposition of organic matters in the biochemical reactor for wastewater treatment.

Key words: wave phenomena, enzyme-catalytic reaction, ultrasonic methods, bioreactors and wastewater treatment

Обґрунтованість теорії виникнення хвильових збуджень [1] в біохімічній системі розкладу органічної речовини при біологічному очищенні стічних вод дає можливість ідентифікувати ультрачастотні хвильові збудження при ферментно-каталітичному розкладі відповідної групи органічних речовин та класифікувати їх інтенсивність для моделювання інтенсифікації цих процесів.

Відповідно стійкості стану системи в стаціонарно-гідродинамічних умовах вимірювання хвильових характеристик різного походження:

- фотометричні властивості;
- звукові властивості;
- теплові;
- електромагнітні та інші.

Так як рівень збудження значно малий, то рівень вимірювання повинен бути ультрачастотним. Сучасні методи вимірювання ультрачастотних

характеристик дозволяє адаптувати існуючі методики для умов біохімічного ферментно-каталітичного розкладу органічної речовини при очищенні стічних вод різного походження. Ідентифікацію змін стану системи в стаціонарно-гідродинамічних умовах визначають інтегральні гідрохімічні показники відношення БСК повного до ХСК. [1:60]. Але контроль стану відповідної системи та її безвідмовної роботи є досить ресурсномістким [2:38].

Сучасні технології ультразвукового обстеження, вимірювання теплотехнічних характеристик, високочутливі фотоелементи, та інше потребує адаптування або розробку таких приладів, які були би високочутливі до змін хвильового збудження, аналогічно хроматографічному методу вимірювання концентрації речовин.

Ідентифікація хвильових збуджень при ферментно-каталітичному розкладі органічної речовини потрібна для контролю за станом системи та її продуктивності, змінами стану під дією різного роду спрямованого збудження для інтенсифікації процесу.

Швидкість, з якою ультразвук поширюється в середовищі, залежить від властивостей цього середовища, зокрема, від його щільності. Середовище є гомогенним, якщо щільність, структура і температура однакові для всього середовища. Хвилі в гомогенному середовищі поширюються лінійно. Різні середовища мають різні властивості, з яких особливо важливим є акустичний імпеданс. Акустичний імпеданс [3:43] дорівнює добутку щільності середовища та швидкості поширення в ньому звуку і характеризує ступінь опору середовища поширенню звукової хвилі. Якщо швидкість поширення ультразвукової хвилі в середовищі практично постійна, то акустичний імпеданс є функцією лише його щільності. Навіть при незначній різниці густини між середовищами виникає ефект «розділу фаз». Ультразвукова хвиля, яка досягла межі двох середовищ, може відбитися від кордону або пройти через нього.

Структури, в яких відбувається повне загасання ультразвукових хвиль, іншими словами, через які ультразвук не може проникнути, створюють позаду себе акустичну тінь (*shadowing*).

Амплітуда коливань являє собою відстань, на яку частинки середовища відхиляються від положення спокою. Величина амплітуди залежить від пружних властивостей середовища та потужності ультразвукової хвилі. Потужність ультразвукової хвилі – це енергія, яка передається через навколишній випромінювач (Вт).

Однак, більш важливою характеристикою для ідентифікації процесу біохімічного ферментно-каталітичного розкладу органічної речовини є інтенсивність ультразвукового випромінювання, яка визначається як потужність, що припадає на одиницю площі (Вт/м^2 або Вт/см^2). Поширення поздовжньої хвилі в середовищі не супроводжується перенесенням маси речовини в просторі, але призводить до переносу енергії. Кількість енергії, яка переноситься по мірі поширення хвилі зменшується, так як відбувається її відбиття та поглинання з переходом механічної енергії в теплову. Цей ефект є зовсім незначним при малих рівнях інтенсивності діагностичного

ультразвуку. Глибина проникнення хвилі визначається не тільки потужністю і частотою ультразвукових коливань, а також пружними властивостями середовища, в якому вони поширюються. З одного боку, чим менше довжина хвилі, (тобто вище частота, тим більш спрямованим, сфокусованим, буде випромінювання; з іншого – чим вище частота коливань, тим меншою буде глибина проникнення ультразвукової хвилі в середовище. Великі частоти поглинаються швидше, ніж низькі.

Середовища можуть поглинати (перетворювати в тепло), заломлювати (згинати подібно світловим хвилям), розсіювати і відбивати звукові хвилі. Відбиття може бути дифузним (як на проекційному екрані) або дзеркальним (як у дзеркалі).

Відбиття ультразвукової хвилі лежить в основі дії сучасної діагностичної ультразвукової апаратури, що працює в режимі ехолокації. Частина спрямованої всередину дослідного об'єкту енергії ультразвукової хвилі відбивається на кордоні неоднорідного середовища і викликає мікродеформацію п'єзoeлемента датчика та появу в ньому (за принципом прямого п'єзoeфекту) електричного імпульсу, що несе інформацію про внутрішню будову досліджуваної області.

При близьких значеннях акустичних опорів значна частина ультразвукової енергії проходить крізь межу двох середовищ. Однак сучасна апаратура здатна відтворювати на екрані відбиток менше 1% його потужності. Інтенсивність відбиття буде прямо пропорційна різниці акустичного опору на границі розділу двох неоднорідних середовищ. Акустичний опір залежить від щільності середовища і швидкості поширення у ній ультразвуку та виражається формулою:

$$Z = \rho c, \quad (1)$$

де Z – акустичний опір, кг/м²/с; ρ – щільність середовища, кг/м³; c – швидкість поширення ультразвуку, м/с. Коефіцієнт відбиття легко визначити, якщо відомі акустичні опори першого та другого середовищ:

$$R_a = \frac{Z_2 - Z_1}{Z_2 + Z_1}, \quad (2)$$

де R_a – коефіцієнт відбиття по амплітуді, Z_1 і Z_2 – акустичні опори середовищ.

Чим більше різниця між акустичними опорами двох середовищ, тим більша частина енергії хвилі відіб'ється на їх межі.

Поглинання характеризує кількість енергії ультразвукової хвилі, яка втрачається в перерахунку на певний обсяг середовища, через яку проходить хвиля. Це пропорційний процес: певна частка енергії втрачається при проходженні звуку на цю глибину. Швидкість втрати також обернено пропорційна частоті: чим більше частота, тим швидше відбувається поглинання. У децибелах визначають енергію звуку в логарифмічній шкалі, тому втрата приблизно 3 дБ означає, що звукова енергія стала слабшою в 2 рази. Швидкість поглинання залежить від типу середовища і в середньому становить приблизно 0,5...1 дБ/см/МГц. Отже, для хвилі з частотою 5 МГц

втрачається 2,5...5 дБ/см звукової енергії, тобто половина енергії хвилі на кожен сантиметр.

Для отримання ультразвукових коливань в діагностичних апаратах використовується явище зворотного п'єзоефекту – коливання пластинки з п'єзоматеріалу під впливом електричного струму.

Не менше значення для роботи апаратури має і принцип прямого п'єзоефекту. Інформація про внутрішнє середовища в біореакторі передається відбиттям від них ультразвукової хвилі.

При її впливі на п'єзоелемент датчика в ньому утворюються електричні заряди, які після відповідних перетворень утворюють зображення на екрані пристрою. Основний елемент датчика являє собою тонку пластину з матеріалу, що має п'єзоелектричні властивості. В даний час матеріалом для цього слугують не природні (кварц), а отримані штучним шляхом матеріали (титанати свинцю, барію і ін.). При підведенні до граней такої пластинки різниці потенціалів відбувається її деформація – розширення або стиснення в залежності від полярності електричного заряду. Це явище відоме як зворотний п'єзоефект.

Частота коливань пластини залежить від властивостей матеріалу, з якого вона зроблена, її товщини тощо. Чим тонше п'єзоелемент, тим вище його резонансна частота. Для частот 10...15 МГц товщина пластини становить усього кілька мікрон (мкм). Час, протягом якого на пластину подається напруга, вимірюється мільйонними частками секунди і лише протягом цього часу п'єзоелемент є передавальною антеною – випромінює ультразвукові коливання вглиб дослідного об'єкту. Створена різниця електричних потенціалів викликає коливання пластинки з п'єзоматеріалу, що служить джерелом ультразвукової хвилі. Частина енергії ультразвукової хвилі відбивається, проходячи крізь межу середовищ, що мають різні акустичні властивості, і повертається до п'єзоелементу, який в цей час знаходиться в стані спокою. Відбита ультразвукова хвиля викликає компресію п'єзопластини і появу на її гранях різниці електричних потенціалів за принципом прямого п'єзоефекту. П'єзоелемент датчика в цей час працює як приймальна антена, а електричний заряд, що з'явився на пластині, і є основною одиницею побудови зображення на екрані.

В даний час такі назви методу, як двовимірне і одновимірне ультразвукове дослідження частіше замінюються скороченими назвами *A*- та *B*-метод. Застосування термінів, які мають у своєму складі слова «сканування» або «томографія» допустимо лише для опису дослідження двовимірним (*B*) методом.

При використанні інших режимів їх найменування фігурує в описі дослідження, наприклад: ультразвукова доплерографія, кольорове доплерівське картування, або після назви «сонографія», "ультразвукове дослідження" та ін. вказується метод його проведення.

Існують два принципових варіанти отримання інформації про внутрішню структуру об'єкта з допомогою ультразвуку. Провідним у даний час

є метод ехолокації, який полягає в прийомі відбитих у міру проходження променю сигналів, їх обробці в апараті та виведення графічної або структурної інформації на екран.

Принцип ехолокації реалізується на практиці різними методами, серед яких найбільш використовуваними є: *A*, *B*, *D* та їх різновиди. *A*-метод отримав назву від початкової літери англійського слова *amplitude* (амплітуда). Відбиті сигнали відтворюються у вигляді піків на горизонтальній осі екрана апарату. Чим більше зміщене вправо зображення цього піку, тим далі від датчика розташована зона відбиття ультразвукового сигналу. Знаючи швидкість поширення ультразвукової хвилі в середовищі, можна визначити відстань до цієї зони, розділивши навпіл (оскільки ультразвуковий промінь проходить цей шлях двічі) добуток часу повернення імпульсу на швидкість ультразвуку. Значення амплітуди на екрані апарату характеризує (якісно, а не кількісно, так як неможливо врахувати всі втрати енергії імпульсу на шляху до зони відображення і назад) різницю в акустичній щільності середовища. Тим не менш, амплітуда відбитого сигналу дозволяє, певною мірою, зробити висновок про характер перешкоди на трасі ультразвукового променю. Незважаючи на те, що апарат, що працює в одновимірному режимі, влаштований відносно просто, а кількість інформації, одержуваної з його допомогою, обмежена, пристрої цього типу і в даний час успішно застосовуються в деяких галузях техніки.

M-метод (розгортка одновимірного зображення в часі). Назва цього методу (*M*) є скороченням англійського слова *motion* (рух). Іноді метод називається *TM time-motion* (час-рух). Він призначений для дослідження рухомих структур. Суть методу легко зрозуміти, уявивши собі, як ультразвуковий промінь з датчика одновимірного апарату проходить через рухомий потік. В цьому випадку на екрані апарата можна спостерігати переміщення амплітуд сигналів, відбитих від прикордонних шарів. Однак, вимірювати зміщення цих амплітуд (тобто визначати величини коливань) практично неможливо, так як зображення знаходиться в постійному русі. В *M*-режимі зображення на екрані повернуто на 90° градусів по відношенню до того, як відтворюється *A*-методом. На екрані воно більше відповідає нормальним просторовим співвідношенням: відбиті сигнали відкладається не на горизонтальній, а на вертикальній осі, причому амплітуда зображується не піком сигналу, а яскравістю світіння точки в місці його відображення. Площина, на яку проектується зображення, зміщується в часі, подібно рухомому паперу приладу з механічним записом процесу зсуву. На екрані при цьому відтворюється графік переміщення досліджуваного об'єкта в часі. Зображення може бути зупинене для детального вивчення та вимірювань параметрів.

В даний час абсолютна більшість ультразвукових досліджень здійснюються апаратами, що працюють в режимі *B*-методу, назва якого походить від слова *brightness* (яскравість). Цей метод називається також томографію, методом двовимірного ультразвукового дослідження, або ультразвуковим скануванням і є найбільш інформативним. Переміщення

ультразвукового променю може проводитися почерговим включенням п'єзоелементів датчика.

Для реєстрації і вимірювання параметрів роботи біореактору можливо використання подвійного режиму роботи апарату (*B+M*) Праворуч на екрані томограма потоку з зображенням на ній пунктирною лінією осі, за направленням якої в лівій частині екрана відтворюється розгортка одновимірного сигналу в часі. Такий метод сканування називається електронним скануванням. Датчик являє собою ряд послідовно розташованих п'єзоелементів. Кожен з них (як при роботі в *A*-режимі) відтворює зображення у вигляді точок, розташування яких на екрані відповідає відстані до зони відображення, а яскравість – амплітуді відбитого сигналу. Чим більше окремих елементів буде містити датчик і чим менший розмір буде мати кожен елемент – тим якісніше буде зображення на екрані. Таким чином, в результаті сканування двовимірне зображення виходить в одній площині, яка називається площиною сканування.

B-метод (фронтальне сканування). Цей метод полягає в отриманні двовимірного зображення при переміщенні п'єзоелемента в площині, поперечній його поступального руху (у прямокутній системі координат). Система формування зображення такого апарату обробляє тільки сигнали, відбиті на одній глибині – заданій для кожного томографічного зрізу. Датчик має свободу переміщення вперед-назад, вгору-вниз з можливістю нахилу променю під різними кутами але тільки в межах обраної площини сканування, яка не може бути змінена в процесі появи зображення на екрані. Після проведення кожного томографічного зрізу, ця площа змінюється на іншу переміщенням пристрою підвіски датчика. Зображення виникає при переміщенні датчика по поверхні досліджуваної області і в процесі дослідження автоматично заморожується. Перевагою методу є можливість отримувати на екрані цілком томографічні зрізи великих площ. До недоліків цього методу відноситься трудомісткість і тривалість дослідження. Широкого практичного застосування подібні апарати не отримали.

D-метод (ультразвукова доплерографія). Метод ультразвукової доплерографії заснований на ефекті, відкритому австрійським фізиком К. Доплером в 1842 р. Суть цього ефекту, що характерний для хвильових коливань будь-якої природи, полягає в зміні довжини хвилі при її відбитті від рухомої перешкоди. Відбиття від перешкоди, що наближається до джерела сигналу, викликає збільшення частоти вихідного коливання, при видаленні – призводить до зниження частоти. Вимірювання частотного зсуву дозволяє визначити швидкість та напрямок зміщення рухомих структур, наприклад потоку рідини в біореакторі за формулою:

$$\Delta f = 2\Delta v \cos \alpha / c, \quad (3)$$

де Δf – доплерівський зсув (зміна початкової частоти), Гц; f – початкова частота ультразвукових коливань, Гц; c – швидкість ультразвуку в середовищі, м/с; v – швидкість руху перешкоди, м/с; α – кут падіння ультразвукового променю.

Суть методу полягає в тому, що відбиті сигнали проходять цифрову обробку і, в залежності від напрямку доплерівського зсуву, на зазначеній ділянці звичайного двовимірного зображення кольором показується напрям руху структур. Звичайно зсув у напрямку до датчику кодується червоним, від датчику – синім кольором. Області турбулентного руху маркуються жовтим або зеленим кольором, а відсутність переміщення рідини – глибоким чорним. За допомогою кольорового доплерівського картування можна бачити характер руху рідини в біореакторі.

Хвильові характеристики зміни щільності гомогенного середовища, які виникають при ферментно-каталітичному розкладанні високомолекулярних органічних сполук, при ультрозвуковому дослідженні можуть викликати резонансні явища.

На резонансних частотах електричний імпеданс має вигляд [4]:

$$Z_r = \frac{1}{f\omega C_0} (1 + \theta), \quad (4)$$

де $\theta = 8\eta k^2 Q \sin(\pi f / 2f_Q) / f(k_1 d)^2$; C_0 – ємність пьезопластики; Q – дрібність резонатора; $\omega = 2\pi f$; f – частота, $f_Q = c_1 / 2d$; k_t – коефіцієнт електромеханічного зв'язку; η – коефіцієнт сумісних коливань пьезопластин; k_1 , d , c_1 – хвильове число, товщина і швидкість ультразвуку для пьезопластики, відповідно.

Для ідентифікації хвильових характеристик середовища біореактору можна отримати амплітудно-частотну характеристику одновимірного ультрозвукового рідинного резонатора, яка має вигляд:

$$U_s = \frac{2h^2 D \gamma}{k_1 c^2} \cdot \frac{\sin(k_1 \frac{d}{2})}{AS}, \quad (5)$$

де U_s – амплітуда електричного напруги, що виникає на пьезопластині при відсутності електричного навантаження, h – п'єзоелектрична постійна, D – амплітуда електричної індукції в збудженої пьезопластині, $\gamma = \frac{\rho_2 c_2}{\rho_1 c_1}$ – модуль пружності пьезопластики при постійному D ; c_1 і c_2 – швидкості ультразвуку в пьезопластині і рідині; ρ_1 і ρ_2 – щільності пьезопластин і рідини, відповідно, A , S – хвильове число і товщина шару рідини.

При резонансі вираз (5) має вигляд:

$$\frac{U}{U_0} = \frac{\delta \theta}{1 + \theta}, \quad (6)$$

де U – амплітуда електричної напруги, що знімається з пьезопластики, U_0 – амплітуда збуджуючої напруги θ визначається формулою (4); $\delta = Z_{ел} / (Z_{ел} + 1/f\omega C_0)$ – коефіцієнт передачі по напрузі з акустикою ланцюга в електричну; $Z_{ел}$ – комплексний опір електричного навантаження.

З отриманої формули випливає, що вихідна напруга завжди менше збуджуючої.

Використання методів ультразвукового дослідження біореакторів біохімічного очищення стічних вод для ідентифікації процесів ферментно-каталітичного розкладу органічної речовини надає можливість контролювати зміну стану системи, формування мікроколоїдних структур [5], їх руйнування у процесі розкладу органічної речовини, формування надлишку біомаси, виникнення мікро течії та турбулентних потоків у біореакторі та інші характеристики які мають хвильову природу.

Висновки

– Ідентифікація хвильових явищ у процесах ферментно-каталітичного розкладу органічної речовини у біореакторах біохімічного очищення стічних вод має широкі перспективи при використанні методів ультразвуковий діагностики.

– Таки методи потребують адаптування та апробації для біореакторів нового покоління з високим ефектом очищення для вивчення ефективних умов процесів ферментно-каталітичних реакцій розкладу органічної речовини.

– Вивчення резонансних хвильових явищ, які виникають при ультразвуковому дослідженні процесів ферментно-каталітичних реакцій розкладу органічної речовини дозволяє ідентифікувати групи органічних сполук, або можливо і номенклатурно, відповідно змодельованому процесу.

Список літератури

1. Хейнце М. Очистка сточных вод. / Армоэс П.,Ля-Кур-Янсен Й., Арван Э.; учебное изд. – М.: Мир, 2008. – 471 с.
2. Дмитриев В.Д. Эксплуатация систем водоснабжения канализации и газоснабжения; справочник. – М.:Стройиздат, 1988. – 384 с.
3. Воробьев Е.А. Теория ультразвуковых колебаний как основа построения и применения технических средств получения информации: Учеб. пособие/СПбГУАП. –СПб, 2002. – 54 с.
4. Кононенко В.С. О погрешности измерений в ультразвуковом резонаторе, связанной с потерями энергии в пьезопластинах / Акустич. ж., 1985. –Т.31, №6. – С. 814-817.
5. Аксьонова І.М. Хвильові явища в біохімічних процесах очищення стічних вод / Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технич. Збірник. – Випуск 24. – К.: КНУБА, 2014. – С.14-16.

Надійшло до редакції 29.03.2016

Г.М. КОЧЕТОВ, доктор технічних наук

А.О. КОЛОДЬКО, аспірант

Київський національний університет будівництва і архітектури

ДОСЛІДЖЕННЯ СТІЙКОСТІ ВІДХОДІВ ФЕРИТНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Вивчено кінетику вилуговування іонів важких металів із ферритизованих шламів у лабораторних умовах і визначено вплив на даний процес рН та температури.

Ключові слова: утилізація, очищення води, ферритизація, будівельні матеріали

Изучена кинетика выщелачивания ионов тяжелых металлов из ферритизированных шламов в лабораторных условиях и определено влияние на данный процесс рН и температуры.

Ключевые слова: утилизация, очистка воды, ферриты, строительные материалы

Kinetics of leaching for heavy metal ions from ferromagnetic sludge in laboratory conditions is studied, pH and temperature impact on this process is determined.

Key words: utilization, water treatment, ferritization, building materials.

Останнім часом значно збільшилися масштаби забруднення довкілля важкими металами (ВМ), що несуть велику небезпеку для живих організмів. Потрапляння токсичних ВМ у навколишнє середовище відбувається в результаті їх викидів у водойми зі стічними водами промислових підприємств, вилуговування із шламів водоочищення, а також при експлуатації готових виробів в яких були використані сполуки ВМ [1].

Токсичні шлами очищення стічних вод забруднюють територію підприємств і, як правило, направляються на звалища. На сьогодні, захоронення шламів ВМ є екологічно та економічно недоцільним з огляду на наступне:

- вартість захоронення, яка постійно збільшується за рахунок використання коштовних технологій;
- відсутні оптимальні методи надійної ізоляції шламів від навколишнього середовища;
- не раціональне направлення речовин, які містять цінних сполуки ВМ, на звалища.

Ефективним методом вирішення проблеми промислових шламів є переведення токсичних сполук ВМ у стабільний стан з подальшою утилізацією в товарних продуктах, зокрема в будівельних матеріалах [2]. Традиційний реагентний метод очищення промислових стічних вод, який застосовується на більшості підприємств України, не передбачає подальшої надійної ізоляції шламів. Крім того, існуючі полігони вкрай заповнені. Для захоронення великої кількості шламів необхідні спеціальні полігони, які виключають контакт іонів ВМ з довкіллям. Щодо використання новітніх методів очищення води, то вони - суттєво витратні. Тому, актуальним є розробка економічних технологій повторного використання відпрацьованих шламів ВМ або, принаймні, їх надійної ізоляції.

Наші попередні роботи [3-5] були присвячені отриманню хімічно стабільних шламів в яких ВМ містяться у практично нерозчинних формах. Для цього було використано метод ферритизації. Він дозволяє досягнути високої якості очистки води з утворенням ферромагнітних речовин, які легко відділити від рідкої фази за допомогою магнітних фільтрів. В залежності від об'ємів і якості ферритизованих шламів нами визначено та економічно обґрунтовано такі напрямки його утилізації:

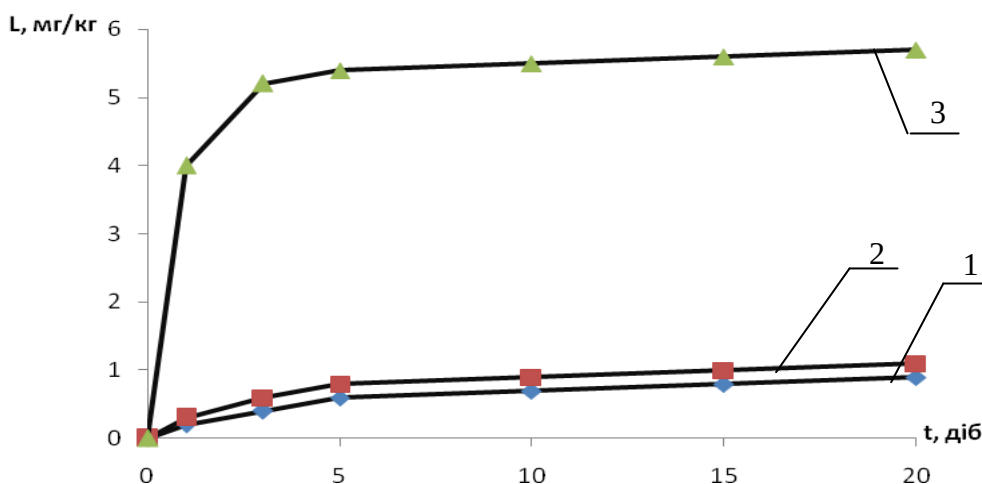
- безпосереднє використання ферромагнітної речовини в промисловості;
- отримання реагенту для очищення промислових стічних вод;
- використання в якості сировини для виготовлення товарних продуктів;
- безпечне захоронення на звалищі.

Метою цієї роботи є експериментальне дослідження вилуговування катіонів ВМ із осадів феритного очищення стічних вод при різних значеннях водневого показника рН і температури t° оточуючого середовища. Лабораторні дослідження вилуговування ВМ із шламів феритного очищення стічної води ділянки міднення гальванічного виробництва проводилися в умовах статичного та динамічного режимів. Нами вивчався ступінь вилуговування L що показує масу ВМ, яка переходить у розчин, в мг на кг сухого осаду. Аналіз вмісту ВМ в рідкій фазі проводився атомно-адсорбційним методом [6]. Значення рН розчинів вимірювався за допомогою рН-метра рН – 673.

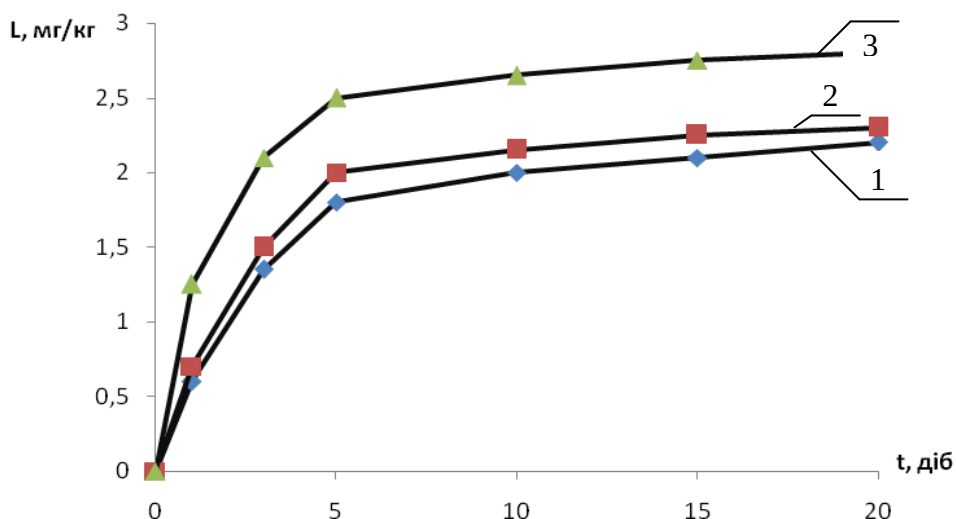
Досліди з вилуговування ВМ у статичному режимі проводились наступним чином. Готувалась суспензія 10 г сухого ферритизованого шламу в 100 мл дистильованої води (1:10) при різних показниках рН. Цю суспензію витримували при температурі 20°C протягом 20 діб і періодично проводили аналіз водної витяжки на вміст іонів ВМ.

Таку саму суспензію використовували для проведення експерименту у динамічному режимі. Він характеризується дією атмосферних опадів на шлам, що знаходиться на звалищах. Для цього суспензію перемішували і фільтрували крізь паперовий фільтр при температурі 20°C протягом 20 діб. Періодично визначалась концентрація міді у фільтраті.

Результати експерименту наведені рис. 1.



а)



б)

Рис. 1. Кінетика вилуговування (L) іонів міді із феромагнітних шлаків для статичного (а) та динамічного (б) режимів при рН: 1 – 8,5; 2 – 7; 3 – 5,5

Як видно з даних, які представлених на рис. 1 різниця вилуговування іонів міді незначна в нейтральних і лужних середовищах і дещо підвищується зі зменшенням рН розчину вилуговування. Відомо, що найбільшу розчинність феритні осади мають у кислому середовищі [1]. Це також підтверджується результатами наших експериментальних досліджень: при $\text{pH} \leq 5$ вилуговування міді значно збільшується. Незначна розчинність цих осадів у слабо кислому середовищі очевидно пояснюється лужним резервом осаду, який отримано в процесі феритизації при $\text{pH} = 9$. Аналізуючи дані рис. 1, слід також зазначити, що найбільш інтенсивно вилуговується мідь у перші три дні дослідження. В подальшому спостерігається помітне зменшення розчинності осадів. Максимальна концентрація іонів міді відмічена при вилуговуванні осаду протягом 20 діб, але навіть при $\text{pH} = 5,5$ вона складає 1,0 мг/л для статичного та 2,8 мг/л для динамічного режимів. Таким чином результати

експерименту свідчать про те, що при вилуговуванні міді у статичному режимі концентрація іонів міді у розчині знаходиться в межах ГДК для питної води, а для динамічного режиму вміст міді не перевищує ГДК в питній воді навіть у випадку випадання слабо кислотних дощів.

Нами також досліджувалась ступінь стійкості феромагнітних шламів при різних температурах. Експериментальні результати приведені на рис. 2.

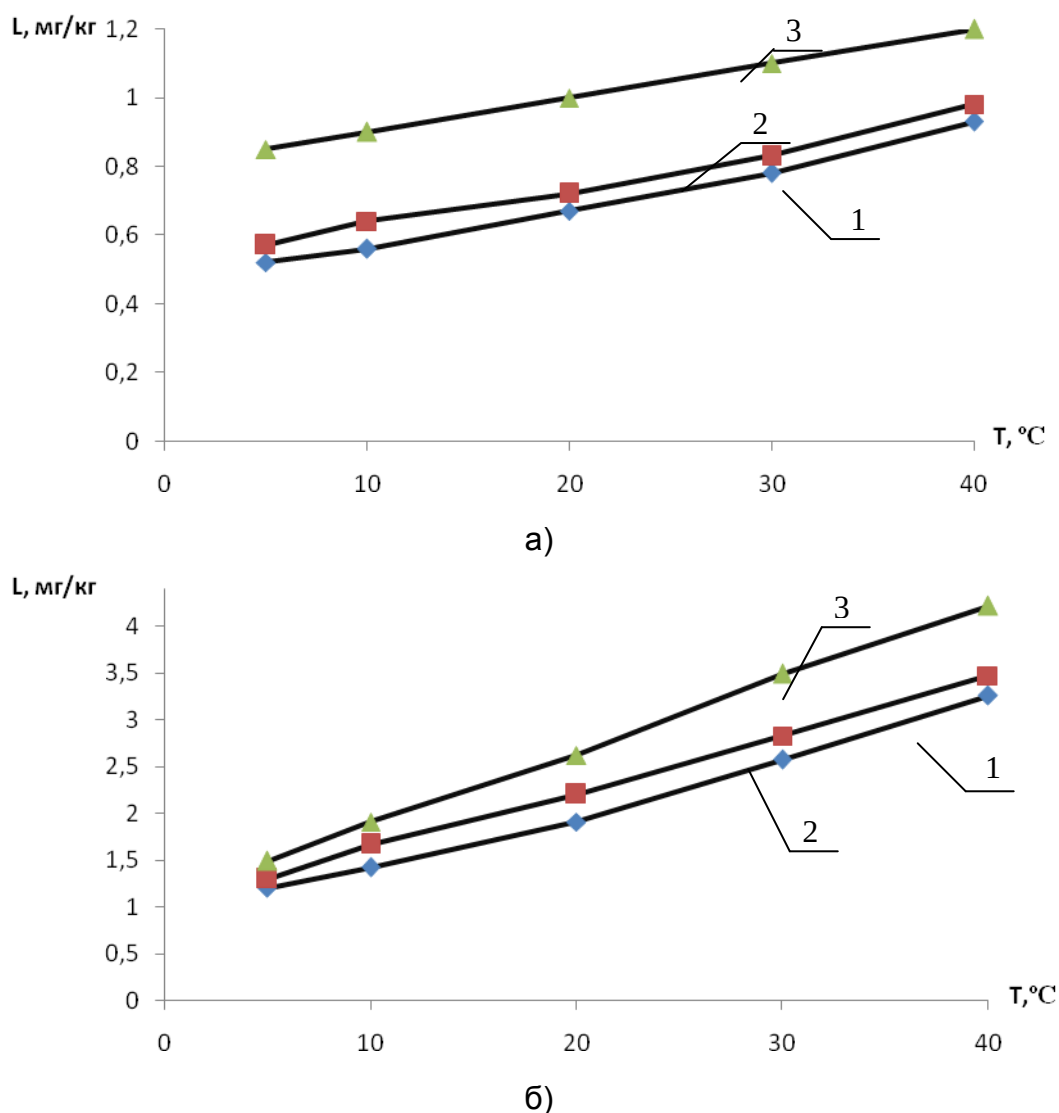


Рис. 2. Залежність вилуговування (L) іонів міді із феромагнітних шламів від температури (t) для статичного (а) та динамічного (б) режимів при рН: 1 – 8,5; 2 – 7; 3 – 5,5

Результати проведених нами експериментів показали, що зміна температури не має суттєвого впливу на вилуговування міді із шламів. Її величина залишається в межах 1...2 мг/кг при температурах від 5 до 40°C.

В результаті експериментального дослідження вилуговування катіонів міді із ферритизованих шламів діапазоні рН = 5,5...8,5 встановлено, що концентрація цих іонів у водних витяжках знаходиться в межах норм діючих стандартів для питної води. Отримані нами експериментальні данні також

свідчать про те, що хід кінетичних кривих вилуговування при величинах $\text{pH} \geq 3,5$ практично не залежить від водневого показника розчину вилуговування. Проведені дослідження дозволили встановити екологічну безпеку знешкодження рідких відходів методом ферритизації на відкритих площадках, що не потребують спорудження дорогих полігонів для захоронення токсичних промислових шламів. При цьому з'являється можливість в подальшому використовувати цінні компоненти гальваношламів при виробництві товарних матеріалів, також утилізувати їх в будівельних матеріалах.

Список літератури

1. *Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод* / Під ред. А.К. Запольського. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
2. *Клищенко Р.Е., Чеботарева Р.Д., Пшинко Г.Н., Корнилович Б.Ю.* Использование шламов гальванических производств в керамике // *Химия и технология воды*. – 2000. – № 6. – С. 26-29.
3. *Кочетов Г.М., Гриненко Ю.В.* Отримання фериту міді із рідких відходів очищення стічних вод гальванічних виробництв // *Коммунальное хозяйство городов: Научн.-техн. сб. Вып 97*. – К.: Техника, 2009. – С. 102–108.
4. *Кочетов Г.М., Зоря Д.И.* Физико-химические основы очистки растворов от меди цементацией и ферритизацией. Материалы междунар. водного форума ЭКВАТЭК-2010, 1-4 июня 2010, Москва, Россия, С. 45-49
5. *Kochetov G., Zorya D., Grinenko J.* (2010) Integrated treatment of rinsing copper-containing wastewater. *Civil and Environmental Engineering*, Vol 1, n. 4. – P. 301-305.
6. *Лурье Ю.Ю.* Аналитическая химия промышленных сточных вод. – М.: Химия, 1984. – 447 с.

Надійшло до редакції 20.05.2016

Г.М.КОЧЕТОВ, доктор технічних наук

Д.М. САМЧЕНКО, аспірант

Київський національний університет будівництва і архітектури

Л.І. ПОТАПЕНКО, кандидат технічних наук

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

ДОСЛІДЖЕННЯ КІНЕТИКИ ФЕРИТНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ГАЛЬВАНІЧНИХ ВИРОБНИЦТВ

Представлено результати досліджень кінетики процесу феритизації концентрованих стічних вод, які містять сполуки нікелю. Побудована регресійна модель та запропонований алгоритм розрахунку зміни концентрації іонів важких металів у часі.

Ключові слова: очистка води, кінетика, феритизація, математична модель, нікель.

Представлены результаты исследований кинетики процесса ферритизации концентрированных сточных вод, содержащих соединения никеля. Построена регрессионная модель и предложен алгоритм расчета изменения концентрации ионов тяжелых металлов во времени.

Ключевые слова: очистка воды, ферритизация, кинетика, математическая модель, никель.

Results of kinetic studies for ferritisation process of concentrated wastewater treatment nickel-containing compounds are presented. Regression model and algorithm for calculation for changes of heavy metals' concentrations in time are proposed.

Key words: wastewater treatment, kinetics, ferritisation, mathematical model, nickel.

Стічні води гальванічних виробництв відносяться до найбільш розповсюджених антропогенних забруднювачів навколишнього середовища. Тому підвищення екобезпеки за рахунок впровадження високоефективного обладнання для очистки стічних вод, розробки маловідходних енергоефективних технологій із замкненими системами ресурсообігу є пріоритетним напрямком розвитку сучасної вітчизняної гальванотехніки [1].

На наш погляд, найбільш перспективним для очистки стічних вод, які одночасно містять сполуки нікелю і заліза, є метод феритизації. В літературі наведені чисельні результати досліджень очищення промислових стічних вод феритизацією [2-6]. Їх аналіз вказує на те, що поряд з беззаперечними перевагами цей процес має і певний недолік: він досить енергоємний, оскільки потребує термічної обробки стічних вод або згущених осадів при

температурі вище 60°C. Нами розроблена технологія із застосуванням в процесі феритизації електромагнітних імпульсних розрядів, які розглядаються альтернативою високотемпературній активації водних розчинів. Крім того, експериментальні дані з вивчення перебігу процесу феритизації при електромагнітній імпульсній активації води в літературних джерелах вкрай обмежені.

З огляду на вище зазначене, нами були проведені експериментальні дослідження кінетики феритизації в процесі очистки відпрацьованого електроліту ванн нікелювання одного з потужних промислових підприємств м. Києва з використанням термічної та електромагнітної імпульсної активації процесу.

Для зручності інтерпретації експериментальних даних феритизаційного процесу їх доцільно представити у вигляді деякої функції, використовуючи регресійну модель.

Тому, **метою цієї роботи** є математична обробка експериментальних даних кінетики очистки стічних вод від сполук нікелю з використанням різних способів активації процесу феритизації.

Результати наших досліджень процесу очистки стічної води з вихідною концентраціями ($C_{\text{вих.}}$) важких металів, які наведені в табл. 1, вказують що з часом (τ) відбувається поступове зниження у воді залишкової концентрації ($C_{\text{зал.}}$), нікелю, а відповідна для заліза при цьому навпаки збільшується. Нами були запропоновані раціональні умови проведення процесу феритної очистки стічної води, яка містять сполуки нікелю, для забезпечення нормативних вимог для її скиду в каналізацію. При цьому стічні води не потребують додаткової обробки.

Таблиця 1

Результати дослідів з феритної очистки виробничих стічних вод

№ п/п	τ , хв.	Важкі метали	$C_{\text{вих.}}$, мг/дм ³	$C_{\text{зал.}}$, мг/дм ³	
				Спосіб активації процесу феритизації	
				Термічний	Електромагнітний імпульсний
1	5	Fe	14380	0,14	0,11
		Ni	7190	0,74	0,55
2	10	Fe	14380	0,21	0,14
		Ni	7190	0,59	0,51
3	15	Fe	14380	0,26	0,17
		Ni	7190	0,52	0,49
4	20	Fe	14380	0,25	0,16
		Ni	7190	0,51	0,48
5	25	Fe	14380	0,23	0,14
		Ni	7190	0,52	0,48

Для математичної обробки даних доцільно побудувати регресійну модель, яка пов'язує залишкову концентрацію іонів нікелю з часом проходження процесу феритизації при різних способах активації стічної води. Вид рівняння регресії, який найбільш адекватно описує цю залежність, вибраний з класу дрібно-раціональних функцій [7]:

$$\Delta C_{\text{зал.}} = \frac{t}{a + b \cdot t'} \quad (1)$$

де $\Delta C_{\text{зал.}}$ – значення залишкових концентрації іонів нікелю, мг/дм³; a, b – коефіцієнти моделі (табл. 2); t – час проходження процесу феритизації, хв.

Для знаходження коефіцієнтів a та b використовуємо метод найменших квадратів.

Вводимо змінну y за формулою:

$$y = \frac{1}{\Delta C_{\text{зал.}}} = \frac{a + b \cdot t}{t}, \quad (2)$$

Та розглядаємо функцію:

$$F(a, b) = \sum_{i=1}^n \left(\frac{a + bt_i}{t_i} - y_i \right)^2, \quad (3)$$

де n – кількість експериментальних точок t_i ;

$y_i = \frac{1}{(\Delta C_{\text{зал.}})_i}$, ($i = 1, 2, \dots, n$) – значення отримане в результаті експерименту.

Коефіцієнти a і b визначаються з умови мінімуму функції (3).

Для цього знаходимо похідні $\frac{\partial F}{\partial a}$ і $\frac{\partial F}{\partial b}$ та прирівнюємо їх до нуля:

$$\frac{\partial F}{\partial a} = 2 \sum_{i=1}^n \left(\frac{a + bt_i}{t_i} - y_i \right) \frac{1}{t_i} = 2 \sum_{i=1}^n \left(\frac{a + bt_i - y_i t_i}{t_i^2} \right) = 0, \quad (4)$$

$$\frac{\partial F}{\partial b} = 2 \sum_{i=1}^n \left(\frac{a + bt_i}{t_i} - y_i \right) = 2 \sum_{i=1}^n \left(\frac{a + bt_i - y_i t_i}{t_i} \right) = 0 \quad (5)$$

В результаті отримуємо систему рівнянь щодо a і b :

$$\begin{cases} a \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i^2} + b \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i} = \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{t_i}; \\ b \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i} + nb = \sum_{i=1}^n y_i; \end{cases} \quad (6)$$

Розв'язуючи систему (6), знаходимо a і b :

$$a = \frac{n \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{t_i} - \sum_{i=1}^n y_i \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i}}{n \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i^2} - \left(\sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i} \right)^2}, \quad (7)$$

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n y_i \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i^2} - \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{t_i} \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i}}{n \sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i^2} - \left(\sum_{i=1}^n \frac{1}{t_i} \right)^2} \quad (8)$$

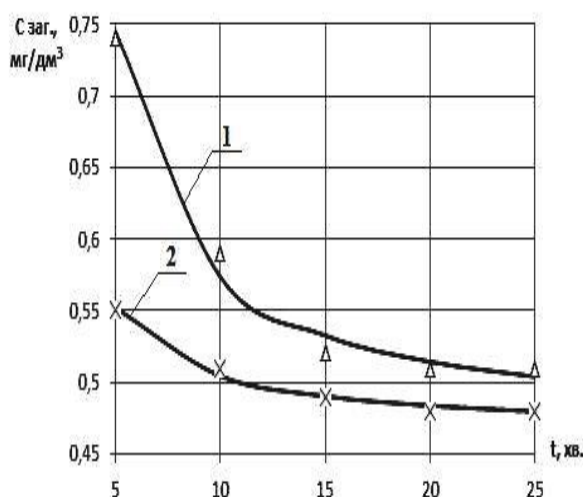
Аналогічна модель розроблена нами також і для кінетики видалення із стічних вод іонів заліза.

Під час комп'ютерної реалізації запропонованої нами математичної моделі з використанням програми лінійного пакету "Microsoft Excel 14.0" та після проведення лінеаризуючих перетворень функції (1) за методом найменших квадратів були розраховані коефіцієнти цієї моделі (табл. 2) і побудовані графіки залежності залишкових концентрацій іонів важких металів від часу обробки стічної води при різних способах активації феритного процесу (рис. 1).

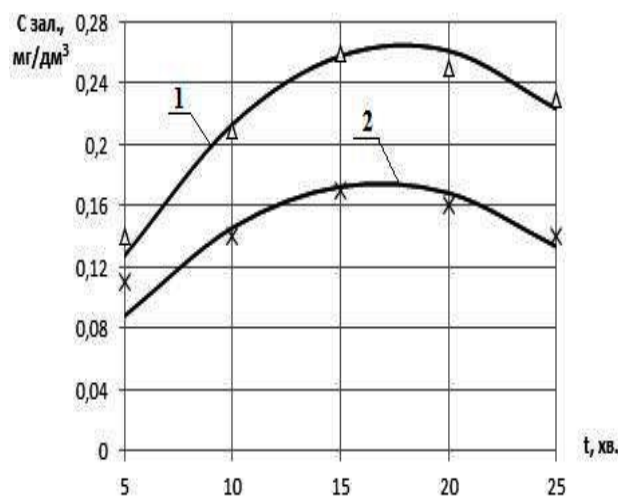
Таблиця 2

Коефіцієнти математичної моделі для розрахунку кінетики процесу очищення стічної води від важких металів

Коефіцієнт и моделі	$\Delta C_{\text{зал.}}, \text{мг/дм}^3$			
	Спосіб активації процесу феритизації			
	Термічний		Електромагнітний імпульсний	
	Ni	Fe	Ni	Fe
<i>a</i>	-4,01526	0,02956	-1,71224	0,02077
<i>b</i>	2,14491	-0,00082	2,51367	-0,0062



а)



б)

Рис. 1. Розрахунок залишкових концентрацій іонів нікелю (а) та заліза (б) від часу проведення процесу феритизації при: 1 – термічний, 2 – електромагнітній імпульсній активації (Δ, х – експериментальні дані)

Як видно з рис. 1, розрахункові кінетичні криві добре узгоджуються з даними, які отримані експериментально. Це є підтвердженням коректності запропонованої нами математичної моделі.

Висновок. Розроблені регресійні моделі кінетики процесу феритизації доводять, що час перебігу процесу очистки впливає на ефективність вилучення іонів важких металів, а врахування різних способів активації феритизаційного процесу дозволяє своєчасно здійснювати оперативні дії, що забезпечують якість очищення стічних вод і доведення показників обробленої води до вимог нормативних документів. Запропонований алгоритм розрахунку надає можливість автоматизованого визначення оцінки ефективної роботи ферит-реактора, зокрема, необхідного часу перебігу процесу феритизації, а отже суттєво підвищити економічність очищення стічних вод.

Список літератури

1. *Доллина Л.Ф.* Современная техника и технологии для очистки сточных вод от солей тяжелых металлов: Монография. – Дн-вск.: Континент, 2008. – 254 с.
2. *Тугай А.М., Кочетов Г.М., Самченко Д.М.* Вивчення стійкості відходів очищення стічних вод, які містять сполуки міді // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Наук.-техн. зб. – К., 2012. – Вип.20. – С. 66-70.
3. *Mandaokar S. S., Dharmadhikar D. M., Dara L. S.* (1994) Retrieval of heavy metalion sfrom solution ferritisation // Environmental Pollution [Text]. – Volume 83. – P.277-282.
4. *Кочетов Г.М., Самченко Д.М.* Комплексная очистка никельсодержащих сточных вод с использованием метода ферритизации // Вода Magazine. – М., 2015. – Вип. №3. – С.20-26.
5. *Tamura J., Katsura T., Rojaryanont S.* Ferriteprocess: heavy metalions treatment system [Text] // Water Sci. Technol., 1991– 23. – P. 399-404.
6. *Ковалева О.В.* Комбинированная очистка многокомпонентных сточных вод: высокотемпературная гидротермическая ферритизация осадков // Studiauniversitatis. Seria Științelenaturii, 2012. – 6(56). – P.55-64.
7. *Браневицкая С.В.* Вычислительная математика в химии и химической технологии / С.В. Браневицкая, Р.Б. Медведев, Ю.Я. Фиалков. – К.: Вища школа, 1986. – 216 с.

Надійшло до редакції 16.03.2016

О.Я. ОЛІЙНИК, член кореспондент НАН України
Інститут гідромеханіки НАН України, Київ
Т.С. АЙРАПЕТЯН, кандидат технічних наук
Харківський національний університет міського господарства
імені О. М. Бекетова

ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ АЕРОТЕНКІВ-ВИТИСКУВАЧІВ ЗА РАХУНОК ЗАВИСЛОГО ТА ЗАКРІПЛЕНОГО БІОЦЕНОЗУ

За допомогою математичного моделювання обґрунтовано підвищення ефективності роботи аеротенка-витискувача за допомогою розташування по всій його довжині елементів завантаження з закріпленим біоценозом.

Ключові слова: математичне моделювання, біологічне очищення, аеротенк, прикріплений біоценоз, активний мул.

С помощью математического моделирования обосновано повышение эффективности работы аэротенка-вытеснителя с помощью расположения по всей его длине элементов загрузки с прикрепленным биоценозом.

Ключевые слова: математическое моделирование, биологическая очистка, аэротенк, прикрепленный биоценоз, активный ил.

By means of mathematical modelling improving the efficiency of the plug flow aeration tank by means of an arrangement on all to its length of elements of loading with fixed biocenose is substantiated.

Keywords: mathematical modeling, biological sewage treatment, aeration tank, fixed biocenosis, activated sludge.

На сьогодні важливою проблемою є підвищення ефективності роботи діючих споруд біологічного очищення стічних вод. Процес біологічного очищення, як правило, здійснюється у спорудах за типом аеротенків, робота яких основана на здатності мікроорганізмів вилучати забруднення зі стічних вод в процесі своєї життєдіяльності [1, 46; 2, 39; 3, 250; 4, 245].

Для підвищення ефективності роботи аеротенків останнім часом при очищенні стічних вод одержали поширення процеси сумісного (одночасного) вилучення органічних забруднень і азоту завислим і закріпленим біоценозом, що мають певні переваги. Для деяких технологічних систем дано опис процесів, що при цьому відбуваються, і на їх основі розроблено методи розрахунку параметрів очистки в аеротенках різних конструкцій [5, 55; 6, 230; 7, 214].

Так, в результаті аналізу існуючих розробок для більш ґрунтовного дослідження перебігу аеробного процесу очистки і вивчення особливостей сумісного вилучення органічних забруднень закріпленим біоценозом (біоплівкою), що утворюється на поверхні додаткового завантаження та завислим біоценозом (активним мулом) в об'ємі аеротенка була побудована загальна математична модель у вигляді рівнянь матеріального балансу, що описують зміну концентрацій органічних забруднень в об'ємі аеротенку. Стосовно аеротенка-змішувача рішення цієї задачі розглянуто нами зокрема в роботах [7, 214; 8, 106].

В даній статті розглядаються процеси сумісного вилучення органічних забруднень завислим і закріпленим біоценозом в аеротенках-витискувачах.

Для вивчення впливу наведених механізмів вилучення органічних забруднень, необхідно також розглянути можливі випадки роботи аеротенка-витискувача з розташуванням системи завантаження в об'ємі (площі) аеротенка- витискувача.

Від характеру розташування елементів завантаження – по всьому об'єму (довжині) аеротенка чи тільки на окремих його ділянках – залежать ефект очистки та деякі особливості технічного і експлуатаційного характеру роботи аеротенка. В даній статті розглядається схема роботи аеротенка-витискувача з закріпленим і завислим біоценозом, коли елементи завантаження (насадки, сітки і т.п.) рівномірно розташовані по всій довжині / аеротенка (рис. 1).

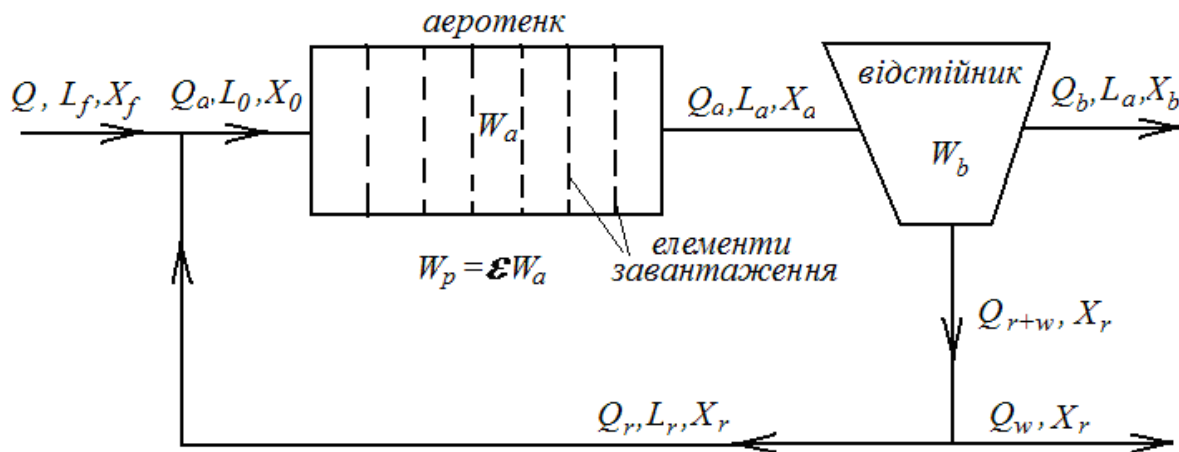


Рис. 1. Балансова схема аеротенка-витискувача з закріпленим біоценозом, розташованим по всій довжині

В цьому випадку вилучення органічних забруднень (ОЗ) відбувається закріпленим біоценозом загальною площею поверхні $F_{\delta l} = F_{\delta} l$ і завислим біоценозом (активним мулом) в об'ємі рідини $W_p = \varepsilon W_a$, $W_a = F_a l$ – загальний

об'єм аеротенка, $\varepsilon = 1 - \frac{W_{\delta}}{W_a}$, W_{δ} – об'єм завантаження.

Для визначення зміни концентрації ОЗ L_a вздовж потоку x згідно [5, 58] маємо для ідеального аеротенка-витискувача рівняння у вигляді

$$-v \frac{\partial L_a}{\partial x} - R = 0, \quad v = \frac{Q_a}{F_a}, \quad (1)$$

в якому швидкість загальної реакції утилізації ОЗ закріпленим біоценозом у вигляді біоплівки, утвореної на завантаженні, і завислим біоценозом у вигляді активного мулу в рідині аеротенка має вигляд:

$$R = \lambda_2 (L_a - L|_{z=0}) + R_a - \varepsilon R_c, \quad (2)$$

$$\lambda_2 = \frac{F_\delta}{F_a} K_L, \quad \varepsilon = \frac{W_p}{W_a}, \quad (3)$$

F_δ – площа поверхні завантаження (біоплівки) на одиницю довжини аеротенка l , K_L – коефіцієнт масо переносу в рідинній плівці.

Для вирішення рівняння (1) необхідно знайти концентрацію на поверхні біоплівки $L|_{z=0} = L_\delta$ в залежності від прийнятого рівняння реакції R_L вилучення ОЗ в біоплівці і в аеротенку R_a , а також відмирання (самоочистки) мулу R_c .

Значення концентрації на поверхні біоплівки $L|_{z=0} = L_\delta$ знаходимо в результаті рішення наступних рівнянь, які описують зміну концентрацій L в межах біоплівки товщиною δ при вилученні ОЗ закріпленим біоценозом:

а) в загальному випадку

$$D_L \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - R_L = 0, \quad (4)$$

б) в умовах елементів завантаження циліндричної форми

$$D_L \left(\frac{\partial^2 L}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial L}{\partial r} \right) - R_L = 0. \quad (5)$$

Особливість цих рішень полягає в тому, що при визначенні концентрації L_δ на поверхні біоплівки задається значення потоку $N = K_L (L_a - L_\delta)$, який поступає із об'єму аеротенка концентрацією L_a через рідинну плівку (пограничний шар) в біоплівку.

Розглянемо випадок, коли вилучення ОЗ в біоплівці і в аеротенку (об'ємі W_p) відбувається за реакцією першого порядку

$$R_L = kL, \quad R_a = k_a L_a. \quad (6)$$

Тоді, зокрема в результаті рішення рівняння (6), після деяких перетворень для визначення концентрації L_δ одержимо [9, 68]

$$L_\delta = AL_a, \quad (7)$$

де для визначення параметра A маємо рівняння

$$A = \frac{1 + e^{-\varphi}}{(1 + e^{-\varphi}) + \lambda(1 - e^{-\varphi})}, \quad \varphi = 2\sqrt{\alpha}, \quad \lambda = \frac{\sqrt{kD_L}}{K_L}, \quad (8)$$

$$\alpha = \frac{k\delta}{D_L}, \quad k = \frac{\mu_m X}{K_{mL} Y}.$$

Для визначення параметра A можна скористатись розрахунковим графіком $A = f(\varphi, \lambda)$, наведеним на рис. 2 [9, 72].

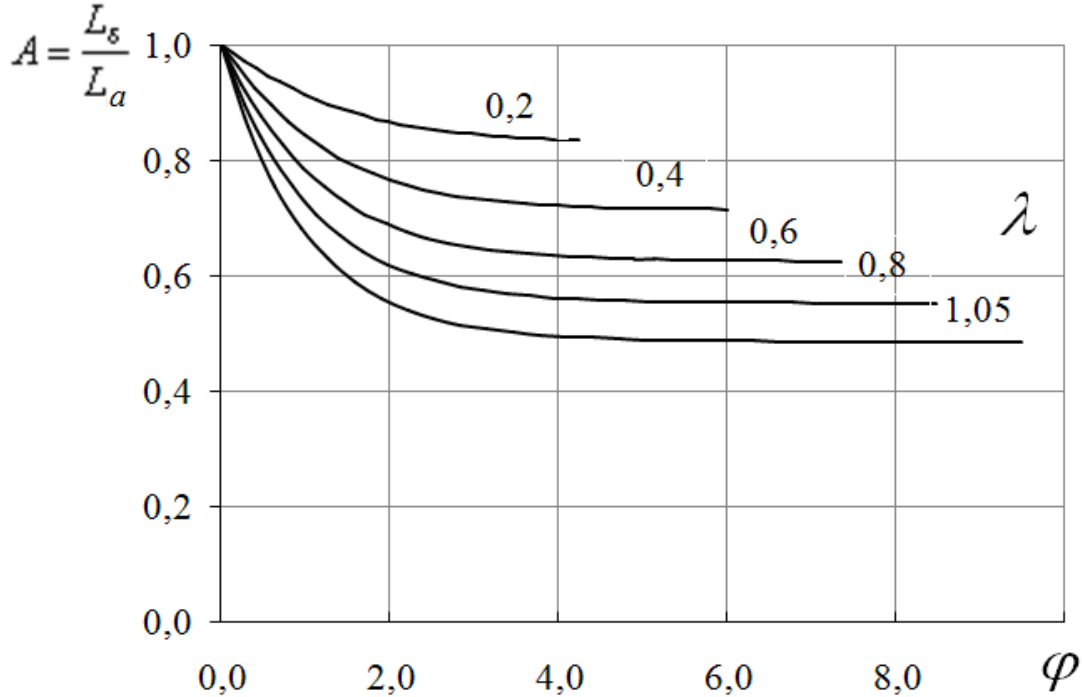


Рис. 2. Графік залежності $A = f(\varphi, \lambda)$

Для випадку елементів завантаження циліндричної форми значення параметра A в формулі (7) було одержано в результаті рішення рівняння (5), яке наведено в роботі [10, 85].

Таким чином, після деяких перетворень з врахуванням реакцій (6) і (7), а також приймаючи $R_c = 0$, для визначення концентрації L_a по довжині аеротенка одержимо наступне рівняння (9), яке запишемо у вигляді:

$$-\frac{\partial L_a}{\partial x} - L_a(A_* + k_{a*}) = 0, \quad (9)$$

$$\text{де } A_* = \frac{\lambda_0}{\nu}(1 - A), \quad k_{a*} = \frac{k_a}{\nu}, \quad \lambda_0 = \frac{F_\delta}{F_a} K_L.$$

В результаті рішення рівняння (9) при граничній умові на вході в аеротенк $x = 0$, $L_a = L_0$ одержимо залежність для визначення зміни концентрації L_a по довжині аеротенка

$$L_a(X) = L_0 e^{\tilde{x}} = e^{-B\tilde{x}}, \quad (10)$$

$$\text{де } \tilde{X} = (A_* + k_{a*})X = B\bar{X}, \quad \bar{X} = \frac{X}{l}, \quad B = l(A_* + k_{a*}).$$

На виході із аеротенка при $X = l$, $\bar{X} = 1$ маємо

$$L_a(l) = L_0 e^{-\tilde{l}} = L_0 e^{-B}, \quad \tilde{l} = B. \quad (11)$$

Нагадаємо, що одержані рішення виконані при роботі аеротенка в стаціонарних умовах, які настають досить швидко, а саме десь при $t > \frac{\varepsilon X}{\nu}$.

Розглянемо можливо найбільш поширений на практиці випадок, коли вилучення ОЗ в біоплівці і в об'ємі рідини в аеротенку W_p відбувається за більш точною реакцією згідно відомого рівняння Моно, а саме за рівняннями в біоплівці R_L і в об'ємі рідини аеротенка R_a

$$R_L = \frac{\mu_m L}{Y(K_{mL} + L)} X, \quad R_a = \frac{\mu_{ma} L_a}{Y_a(K_{ma} + L_a)} X_a. \quad (12)$$

В цьому випадку обмежимося розробкою метода розрахунку концентрації $L_a(l)$ на виході із аеротенка. Для цього будемо використовувати також залежність (12), зробивши в ній поступні зміни і перетворення.

Так в рівнянні (6) для біоплівки замість коефіцієнта k будемо приймати коефіцієнт k_L , який визначається за формулою

$$k_L = \frac{\rho_m / L_0}{\beta_L + L / L_0}, \quad \beta_L = \frac{K_{mL}}{L_0}, \quad \rho_m = \frac{\mu_m X}{Y}, \quad (13)$$

тобто загальна реакція R_L має вигляд:

$$R_L = \rho_m \frac{L}{K_{mL} + L} = k_L L. \quad (14)$$

Далі в одержаних рішеннях приймаємо скорегований за формулою (14) коефіцієнт k_L з використаними розробленої ітераційної схеми розрахунку, яка наведена в роботі [10, 85].

Послідовність виконання зазначеного розрахунку полягає в наступному.

1) В якості початкового (нульового) наближення маємо $L_\delta^0 = 0$, що фактично відповідає значенню $k_L = k$ при реакції першого порядку.

2) Відповідно залежності (13) рахуємо значення коефіцієнта

$$k_L^{(0)} = \frac{\bar{\rho}_m}{\beta_L + \bar{L}_\delta^{(0)}}, \quad \bar{\rho}_m = \frac{\rho_m}{L_0}, \quad \bar{L}_\delta^{(0)} = \frac{L_\delta^{(0)}}{L_0}, \quad (15)$$

3) Для одержаного $k_L^{(0)}$ по формулам одержаних для реакції першого порядку визначаємо пошукові значення $L_\delta^{(1)}$ і $L_a^{(1)}(l)$. При цьому концентрація $L_a^{(1)}(l)$ визначається за формулою (11), тобто з врахуванням вилучення ОЗ також завислим біоценозом.

4) Відповідно залежності (13) рахуємо значення коефіцієнта k_L в першому наближенні

$$k_L^{(1)} = \frac{\bar{\rho}_m}{\beta_L + \bar{L}_\delta^{(1)}}. \quad (16)$$

5) Для одержаного значення k_L по формулам (14) і (11) знаходимо значення L_δ і $L_a(l)$ в другому наближенні, тобто $L_\delta^{(2)}$ і $L_a^{(2)}(l)$.

6) Таким чином, ітераційний процес продовжується до тих пір, поки не буде досягнута достатня точність розрахунку.

Запропоновану методику розрахунку можна використати і у випадку, коли вилучення ОЗ в об'ємі рідини аеротенка відбувається також за реакцією R_a згідно рівняння Моно. В цьому випадку рівняння (12) представимо у вигляді

$$R_a = \rho_{ma} \frac{L_a}{K_{ma} + L_a} = k_a L_a, \quad (17)$$

де

$$k_a = \frac{\rho_{ma}/L_0}{\beta_a + L_a/L_0}, \quad \beta_a = \frac{K_{ma}}{L_0}, \quad \rho_{ma} = \frac{\mu_{ma} X_a}{Y_a}. \quad (18)$$

Якщо обмежитись рішенням задачі по знаходженні концентрації на виході із аеротенка $L_a(l)$, то в залежностях приймаємо $x = 0$, $L_a = L_a(l)$.

Послідовність виконання розрахунку залишається попередньою, при цьому значення $L_a(l)$ знаходимо за загальним рівнянням (11), тобто з врахуванням вилучення ОЗ закріпленим біоценозом. Зазначимо, що розрахунки за запропонованою ітераційною схемою по кожній реакції R_L і R_a припиняються при досягненні заданої точності розрахунку. Виконані приклади розрахунку по запропонованій ітераційній схемі проведені при вилученні ОЗ біоплівкою в затоплених і краплинних біофільтрах показали, що в розрахунках, як правило, можна обмежитись виконанням 2-3 наближень.

В технологічній схемі, яка розглядається (рис. 1), можливий також випадок, коли вилучення ОЗ закріпленим і завислим біоценозом відбуваються на основі різних кінетичних реакцій R , наприклад завислим біоценозом (активним мулом) за реакцією згідно рівняння Моно, і закріпленим біоценозом (біоплівкою) за реакцією першого порядку чи навпаки. Розрахунок концентрації $L_a(l)$ на виході із аеротенка в цьому випадку також відбувається за загальним рівнянням (11), в якому ітераційний процес використовується при розрахунку реакції за рівнянням Моно в об'ємі рідини аеротенка. При розрахунку реакцій першого порядку необхідно після кожної ітерації враховувати уточнене зниження $L_a(l)$. В подальшому передбачається проведення прикладів розрахунку за зазначеною методикою.

Проведений в роботі [10, 85] аналіз показав, що в практичних задачах при відношенні $\eta = \frac{K_m}{L_p} > 2$ можна приймати в розрахунках кінетику першого порядку, а при $\eta < 0.25$ кінетику нульового порядку, де L_p – розрахована концентрація, яка наближено приймається для біоплівки $L_p = L_\delta$, для реакції в аеротенку $L_p = L_0$. Таким чином, при розрахунках кінетики реакцій в межах $0.25 < \eta < 2$ необхідно використовувати рівняння окислення Моно.

Розглянемо приклад розрахунку концентрації $L_a(l)$ на виході із аеротенка-витискувача з закріпленим біоценозом, в якому вилучення ОЗ у вільному об'ємі та біоплівці відбуваються за реакціями першого порядку. Для цього залежність (11) перепишемо у вигляді

$$\frac{L_a(l)}{L_0} = e^{-(B_L + B_a)}, \quad (19)$$

де $B_L = l \cdot A^*$, $B_a = l \cdot k_a^*$.

На основі залежності (19) побудовано розрахунковий графік (рис. 3).

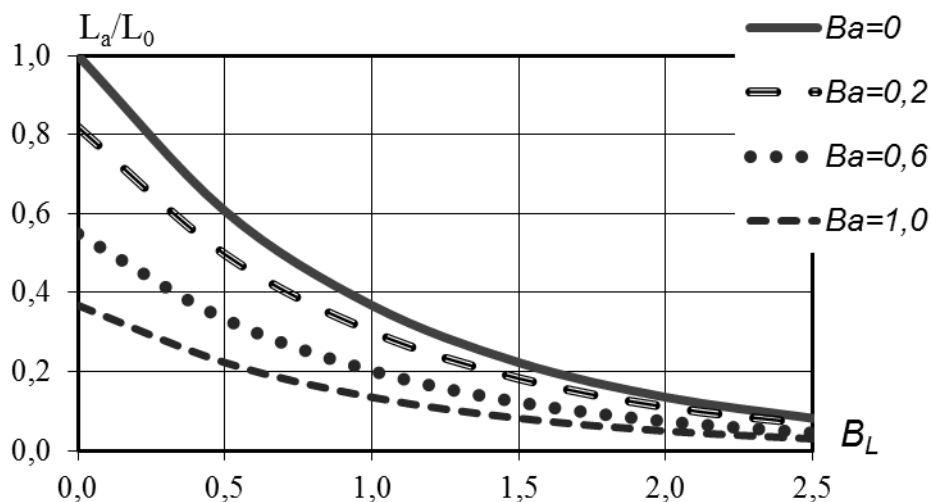


Рис. 3. Графік залежності $\frac{L_a(l)}{L_0} = f(B_L, B_a)$

Результати розрахунків, які представлені на рис.3, показують, що завантаження з закріпленим біоценозом дозволяє суттєво підвищити ефективність роботи аеротенка-витискувача особливо при $B_L < 1$.

В цілому на підставі аналізу приведених вище результатів досліджень можна зробити висновок про доцільність впровадження в аеротенки додаткових систем очистки з закріпленим біоценозом.

Список літератури

1. Олійник О.Я., Зябліков С.В. Особливості моделювання очистки стічних вод в системі аеротенк-відстійник-регенератор // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Наук. техн. зб. – К.:КНУБА, 2005. – Вип.4. – С.46-53.
2. Вавилин В.А., Васильев В.В. Математическое моделирование процессов биологической очистки сточных вод. – М.: Наука, 1979. – 116 с.
3. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведения и очистка сточных вод. – М.: АСВ, 2004. – 704 с.
4. Henze M., M. Van Loosdrecht M.E., Ekama G.A., Brdjanovic D. Biological Wastewater Treatment. – IWA Publishing: London, 2008. – 511 p.
5. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Моделювання очистки стічних вод в біореакторах-аеротенках зі зваженим (вільноплаваючим) і закріпленим біоценозом // Доповіді НАНУ. – 2015. – №5. – С.55-60.
6. Gebara F. Activated sludge biofilm was tewater treatment system // Was. Res. – 1999. – Vol.13, №1. – P.230-238.
7. Олейник А.Я., Айрапетян Т.С. Повышение эффективности работы аэротенков / Вісник ОДАБ та А. – Одеса: Optimum, 2015. – Вип. 59. – С.214-222.
8. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Підвищення ефективності біологічного очищення стічних вод в аеротенках за рахунок зваженого і закріпленого біоценозу // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ. – 2015. – № 3 (81). – С.106-109.
9. Олійник О.Я., Колпакова О.А. Моделювання і розрахунки біологічної очистки стічних вод на краплинних біофільтрах // Екологічна безпека та природокористування. – К., 2014. – Вип. 16. – С.68-86.
10. Олейник А.Я., Василенко Т.В., Рибаченко С.А., Хамад-Ихаб Ахмад. Моделирование процессов доочистки хозяйственных сточных вод на фильтрах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Наук. техн. зб. – К.: КНУБА, 2006. – Вип. 7. – С.85-97.

Надійшло до редакції 29.04.2016

В.М. РОССІНСЬКИЙ, кандидат технічних наук

Л.А. САБЛІЙ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»,

ДЕФОСФОТАЦІЯ МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД, ЩО МІСТЯТЬ СИНТЕТИЧНІ ДЕТЕРГЕНТИ

Приведено результати експериментальних досліджень з біологічного очищення стічних вод, що містять синтетичні детергенти, від сполук фосфору при різних навантаженнях на активний мул. Встановлено, що збільшення концентрації синтетичних детергентів з 1 до 30 мг/дм³ призводить до пригнічення процесів дефосфотації стічних вод для умов помірно-навантаженого активного мулу, а для умов перевантаженого активного мулу збільшення синтетичних детергентів в стічних водах позитивно відображається на процесах дефосфотації.

Ключові слова: ПАР, стічні води, технологія, очищення, фосфати.

Приведены результаты экспериментальных исследований биологической очистки сточных вод, содержащих синтетические детергенты от соединений фосфора при разных нагрузках на активный ил. Установлено, что увеличение концентрации синтетических детергентов с 1 до 30 мг/дм³ приводит к угнетению процессов дефосфотации сточных вод для условий умеренно-нагруженного активного ила, а для условий перегруженного активного ила увеличение синтетических детергентов в сточных водах позитивно отражается на процессах дефосфотации.

Ключевые слова: ПАВ, сточные воды, технология, очистка, фосфаты.

The results of experimental studies of biological treatment of wastewater containing synthetic detergents from phosphorus compounds by different loads on the activated sludge are presented. Increasing the concentration of synthetic detergents from 1 to 30 mg/l leads to inhibition processes of phosphorus compounds removal from wastewater for moderately loaded activated sludge is determined. The increase of synthetic detergents in wastewater display positively for the conditions of overloaded activated sludge on the process removing phosphorus compounds is determined.

Keywords: surfactants, wastewater, technology, treatment, phosphates.

Постановка проблеми

Зниження водоспоживання абонентами централізованого водопостачання призводить до поступового збільшення концентрації забруднюючих домішок, що надходять зі стічними водами на споруди каналізації населених пунктів. Так, наприклад, кількість стічних вод, що надходять на очисні споруди каналізації м. Київ знизилася на 50% за період 2004-2016 роки. Приріст концентраційного навантаження за забруднюючими домішками на очисні споруди каналізації виражається збільшенням маси органічних забруднень, сполук азоту та фосфору, синтетичних поверхнево-активних речовин, що транспортуються зі стічними водами. Міські стічні води містять завислі речовини 147,3...468,2 мг/дм³, сполуки азоту 13,2...63,68 мг/дм³, синтетичні поверхнево-активні речовини 8...25 мг/дм³. Показник БСК₅ міських стічних вод в середньому складає 100...300 мгО₂/дм³ [1]. Середня концентрація фосфатів в міських стічних водах складає 10...20 мг/дм³.

Хімічні методи із застосуванням неорганічних реагентів є дієвими для видалення сполук фосфору зі стічних вод. При видаленні сполук фосфору з міських стічних вод, найбільш ефективним є реагент – сірчаноокислий алюміній Al₂(SO₄)₃ [2]. Застосування неорганічних реагентів для видалення сполук фосфору призводить до підкислення води, потребує значних експлуатаційних витрат на забезпечення функціонування розчинних, витратних баків і дозуючого обладнання в реагентному господарстві, та є економічно невиправданим при малих концентраціях сполук фосфору.

Перспективними для видалення сполук фосфору зі стічних вод є біологічні методи. Для ефективного очищення міських стічних вод від фосфатів їх обробку проводять послідовно в аноксидних (анаеробних) й аеробних біореакторах, відповідно до схем A/O, A²/O, *Bardenpho*, *UCT*. Послідовна обробка стічних вод в анаеробних, аеробних біореакторах із мобілізацією мікроорганізмів на полімерних носіях дозволяє досягти високого ступеня очищення води від сполук фосфору - понад 70% при обробці стічної води протягом 3 годин в анаеробних умовах і 4 годин в аеробних умовах [3].

Процеси дефосфотації при біологічному очищенні стічних вод відбуваються за рахунок двох груп бактерій: факультативних в анаеробних умовах і строгих аеробів в аеробних умовах. Основними в процесах дефосфотації стічних вод є бактерії родів: *Aeromonas*, *Citrobacter*, *Proteus*, *Acinetobacter*, *Achromobacter*, *Bacillus*, *Moraxella*, *Escherichia*. Відомо, що фосфоракумулюючі бактерії є строгими аеробами, здатними в присутності кисню або нітратів до деструкції жирних кислот, які утворюють факультативні бактерії на стадії анаеробної (аноксидної) обробки стічних вод [4].

Наявність синтетичних детергентів, як поверхнево-активних речовин, негативно відображається на процесах денітрифікації й нітрифікації стічних вод, за рахунок порушення кисневого режиму в аеробних умовах і пригнічення життєдіяльності мікроорганізмів активного мулу [5].

При навантаженнях за аніонними поверхнево-активними речовинами на активний мул менше 3 мг/г не спостерігається негативного впливу на дефосфотацію стічних вод і активність мікроорганізмів активного мулу. Тоді

як за концентрації аніонних поверхнево-активних речовин в стічній воді більше 15 мг/дм^3 спостерігається пригнічення споживання фосфору мікроорганізмами активного мулу, процесів дихання у мікроорганізмів, поступовий лізис клітин найпростіших [6].

Специфіка негативного впливу синтетичних детергентів на процеси біологічного очищення стічних вод від сполук фосфору диктується типом активного мулу в залежності від навантаження на нього за органічними забрудненнями, технологічними режимами та параметрами роботи біореакторів.

Мета роботи полягає в оцінці впливу синтетичних детергентів на процеси дефосфотації при біологічному очищенні міських стічних вод в залежності від навантаження на активний мул.

Основна частина

З метою оцінки впливу синтетичних детергентів на процеси дефосфотації міських стічних вод проведено експериментальні дослідження. Мулову суміш для досліджень відбирали зі споруд біологічного очищення міських стічних вод м. Рівне та м. Київ. На очисні споруди каналізації м. Рівне періодично відбувається надходження зі стічними водами барвників. Пасивний експеримент вели шляхом послідовної обробки мулової суміші в аноксидному біореакторі й двох аеробних біореакторах із рециркуляцією мулової суміші в аноксидний біореактор за допомогою помпи. Тип активного мулу встановлювали шляхом гідробіологічного аналізу за допомогою мікроскопа *ULAB XSP-139TP*.

Базисом для дослідних аноксидних й аеробних біореакторів була скляна циліндрична ємність з внутрішнім діаметром в основі 90 мм, загальною висотою 250 мм (рис. 1). Перемішування мулової суміші в дослідному аноксидному біореакторі здійснювали за допомогою розташованого в його нижній частині зануреного насоса марки *Atman PH-300*. Насичення мулової суміші повітрям в аеробних біореакторах здійснювали за допомогою дрібнобульбашкових аераторів, розташованих у їх нижніх частинах.

Рівномірний розподіл мулової суміші від аноксидного біореактора у два аеробних біореактори забезпечували за допомогою розподільної системи. Рівномірний збір мулової суміші з двох аеробних біореакторів здійснювали за допомогою збірної системи, що під'єднана до всмоктуючого патрубка рециркуляційного насоса. Відбір проб здійснювали за допомогою пробовідбірника, що влаштований на нагнітальній лінії рециркуляційного насоса.

Серії експериментальних досліджень проведено в муловій суміші із дозою активного мулу $2,34 \dots 2,48 \text{ г/дм}^3$. Початковий об'єм мулової суміші в серіях експериментальних досліджень складав 2 дм^3 . Рециркуляційна витрата мулової суміші складала $0,2 \text{ дм}^3/\text{хв}$. Концентрації фосфатів визначали колориметрично у відібраний і профільтрованій крізь лабораторний знезолений паперовий фільтр «біла стрічка» воді за допомогою спектрофотометра *ULAB 102*.

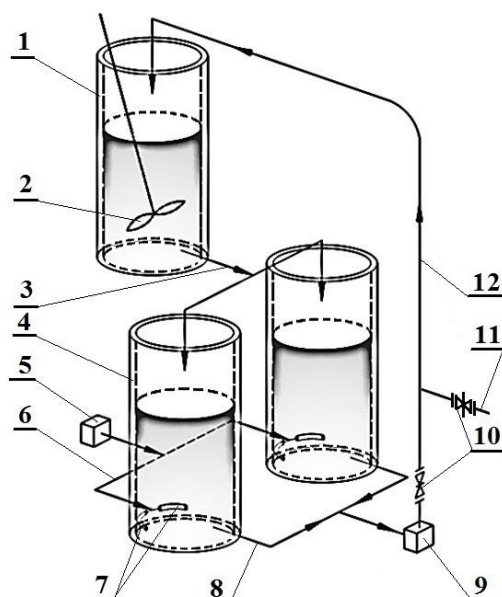


Рис. 1. Схема експериментальної установки:

1 – аноксидний біореактор; 2 – механічна мішалка або занурений насос; 3 – система розподілу мулової суміші між аеробними біореакторами; 4 – аеробний біореактор; 5 – повітродувка; 6 - система подачі повітря в аеробні біореактори; 7 – аератори; 8 – система збору мулової суміші з аеробних біореакторів; 9 – рециркуляційний насос; 10 – запірно-регульовальна арматура; 11 – пробовідбірник; 12 – трубопровід подачі мулової суміші до аноксидного біореактора.

Як ПАР використовували алкілбензолсульфонат натрію (АПАР). Співвідношення тривалості обробки мулової суміші в аноксидних та аеробних умовах складало 1:2. В серіях експериментальних досліджень вміст фосфатів у стічній воді забезпечували, використовуючи KH_2PO_4 .

За результатами серій експериментів з біологічного очищення стічних вод від фосфатів для умов помірно-навантаженого активного мулу встановлено, що ефективність очищення стічної води за фосфатами складає 62% впродовж 90 хв. експерименту за концентрації синтетичних детергентів в стічній воді до 1 мг/дм^3 (рис. 2). Збільшення концентрації синтетичних детергентів до 30 мг/дм^3 призводить до зниження ефективності очищення за фосфатами до 45%, що відповідає інгібуванню процесів дефосфотації до 17% впродовж 90 хв. експерименту.

Питома швидкість дефосфотації стічних вод впродовж експериментальних досліджень є несталою величиною. За допомогою експериментів з біологічного очищення стічних вод від сполук фосфору в аноксидних і аеробних умовах при помірно-навантаженому активному мулі встановлено, що збільшення концентрації синтетичних детергентів від 1 до 30 мг/дм^3 призводить до зниження середньої питомої швидкості дефосфотації з $3,22$ до $1,67 \text{ мгPO}_4^{3-}/(\text{г} \cdot \text{год})$ (рис. 3), що відповідає інгібуванню середньої питомої швидкості дефосфотації стічних вод до 48%, порівняно зі стічною водою, що містить синтетичні детергенти концентрацією до 1 мг/дм^3 .

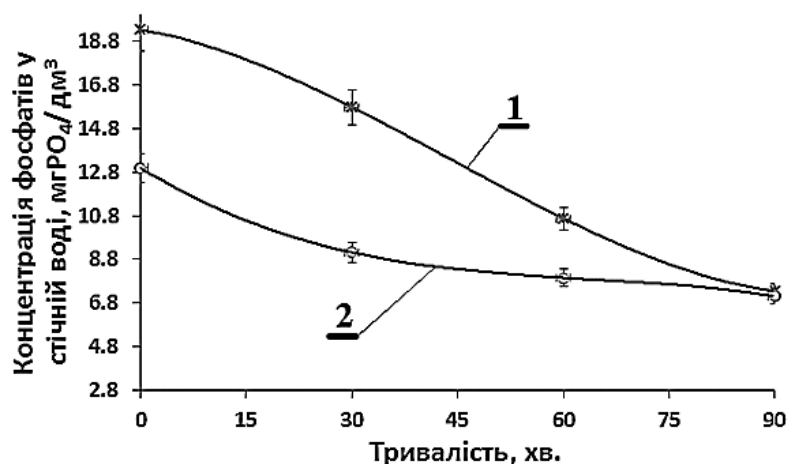


Рис. 2. Залежність концентрації фосфатів у стічній воді від тривалості очищення за концентрації АПАР: 1 – 1 mg/dm^3 ; 2 – 30 mg/dm^3

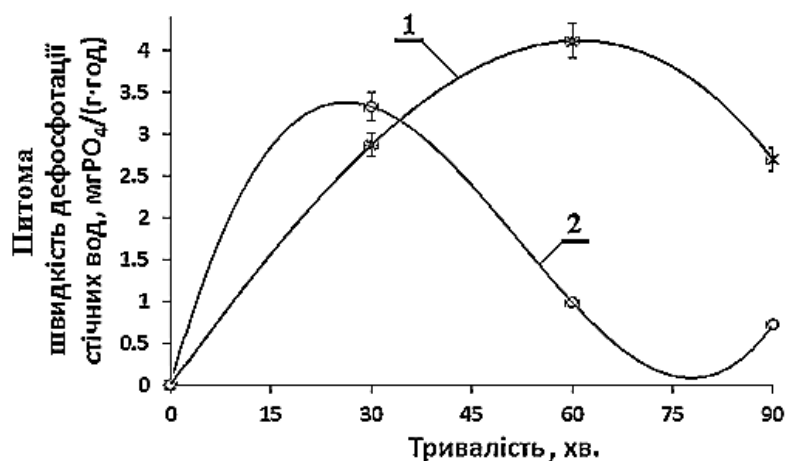


Рис. 3. Залежність питомої швидкості дефосфатації стічних вод від тривалості очищення за концентрації АПАР: 1 – 1 mg/dm^3 ; 2 – 30 mg/dm^3

При біологічному очищенні стічних вод від фосфатів для умов перевантаженого активного мулу встановлено, що ефективність очищення стічної води за фосфатами складає 50% впродовж 90 хв. експерименту за концентрації синтетичних детергентів в стічній воді до 1 mg/dm^3 (рис. 4). Збільшення концентрації синтетичних детергентів до 30 mg/dm^3 призводить до збільшення ефективності очищення стічних вод за фосфатами до 69%, що відповідає інтенсифікації процесів дефосфатації до 19% впродовж 90 хв. експерименту.

Стан перевантаженого активного мулу за рахунок залпових скидів на очисні споруди каналізації барвників призводить до активного росту нитчастих бактерій. До складу барвників входять сполуки іонів металів – хрому (III), кобальту (III), алюмінію (III), заліза (III). Значна частка важкоокиснюваних органічних речовин спричинює інтенсивне утворення піни світло-коричневого забарвлення.

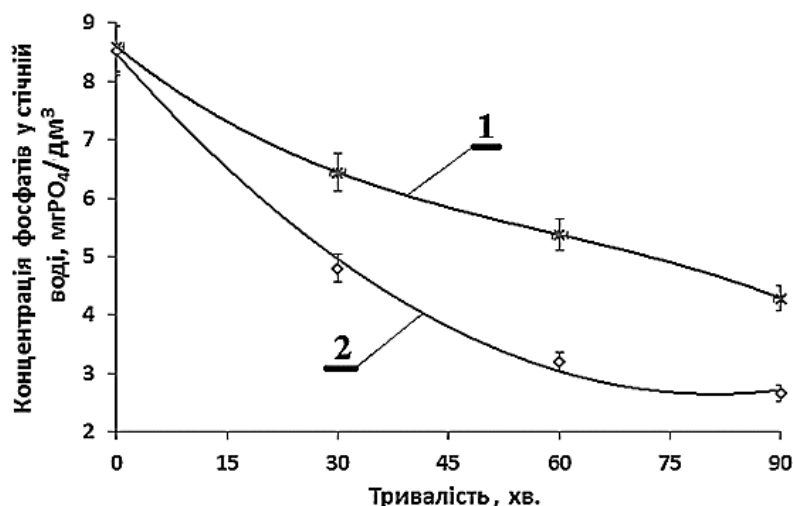


Рис. 4. Залежність концентрації фосфатів у стічній воді від тривалості очищення за концентрації АПАР: 1 – 1 мг/дм³; 2 – 30 мг/дм³

Деструкція частки важкоокиснюваних органічних речовин у полісахариди, що здатні накопичуватись у пластівцях активного мулу, та інтенсивна аерація стічних вод призводять до руйнування пластівців активного мулу й продукування піни за рахунок полісахаридів.

За результатами серії експериментальних досліджень біологічного очищення стічних вод від сполук фосфору в аноксидних і аеробних умовах за участі перевантаженого активного мулу встановлено, що збільшення концентрації ПАР з 1 до 30 мг/дм³ призводить до зростання середньої питомої швидкості дефосфотації з 1,18 до 1,62 мгРО₄³⁻/(г·год) (рис. 5).

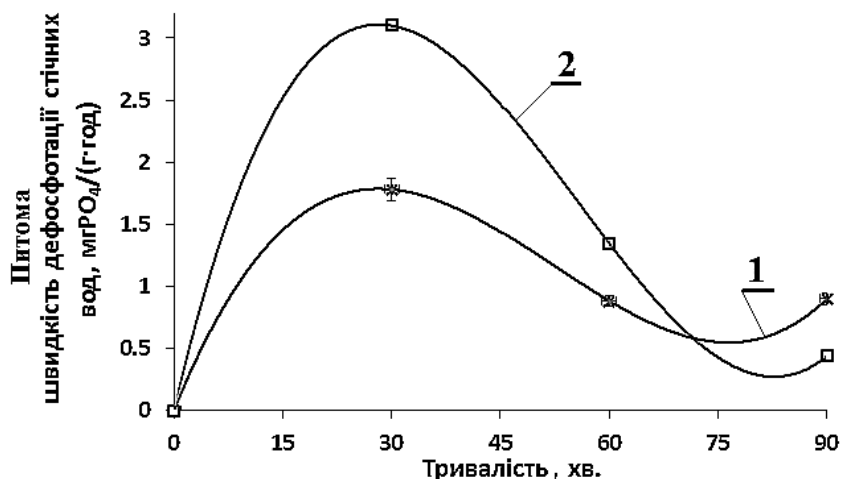


Рис. 5. Залежність питомої швидкості дефосфотації стічних вод від тривалості очищення за концентрації АПАР: 1 – 1 мг/дм³; 2 – 30 мг/дм³

В результаті біологічного очищення стічних вод від сполук фосфору в аноксидних і аеробних умовах за участі перевантаженого активного мулу при збільшенні концентрації синтетичних детергентів з 1 до 30 мг/дм³ ступінь збільшення середньої питомої швидкості дефосфотації стічних вод складає 27%.

Зміна характеру кінетики зниження концентрації фосфатів у стічних водах при послідовній аноксидній і аеробній обробці в біореакторах свідчить про те, що присутні в складі барвників іони важких металів, сорбовані активним мулом, утворюють комплексні сполуки з фосфатами. Інтенсифікації очищення стічних вод від сполук фосфору сприяє й поступове диспергування пластівців активного мулу в аеробних умовах за рахунок міцелярної локалізації їх молекулами синтетичних детергентів.

Висновки

За результатами експериментальних досліджень з біологічного очищення стічних вод від фосфатів шляхом послідовної обробки мулової суміші в аноксидних й аеробних умовах встановлено, що для умов з помірно-навантаженим активним мулом збільшення концентрації синтетичних детергентів з 1 мг/дм³ до 30 мг/дм³ негативно відображається на ступені дефосфотації стічних вод та призводить до зниження середньої питомої швидкості дефосфотації до 48%. Для умов перевантаженого активного мулу, збільшення концентрації синтетичних детергентів з 1 мг/дм³ до 30 мг/дм³ позитивно відображається на процесі дефосфотації стічних вод і призводить до збільшення середньої питомої швидкості дефосфотації до 27%.

При проектуванні й експлуатації споруд з глибокого біологічного очищення стічних вод слід враховувати наявність в них синтетичних детергентів, що можуть позитивно або негативно відображатись на процесах дефосфотації в залежності від навантаження на активний мул.

Список літератури

1. *Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2010 р.* / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. – К., 2011. – С.564.
2. *Крimeць Г. В.* Очистка стічних вод від фосфоровмісних політантів / Г. В. Крimeць, І. М. Астрелін, О. С. Федоров // *Праці Одеського політехнічного університету*, 2013. – Вип. 3(42). – С. 278-280.
3. *Козар М. Ю.* Ефективність біологічного видалення сполук фосфору із стічних вод в різних кисневих умовах / М. Ю. Козар, Л. А. Саблій // *Енергетика: економіка, технології, екологія*. – №2. – 2012. – С. 110-114.
4. Michael, H. Gerardi (2006). *Wastewater Bacteria*. John Wiley & Sons Inc (Verlag).
5. *Росcінський В. М.* Енергоефективність в технологіях глибокого очищення стічних вод, що містять поверхнево-активні речовини // *Науково-технічний збірник «Енергоефективність в будівництві та архітектурі»*. Випуск 8. Відповідальний редактор П. М. Куліков. – К.: КНУБА, 2016. – С. 319-325.
6. *Dereszewska A., Cytawa S., Tomczak-Wandzel R., Medrzycka K.* The Effect of Anionic Surfactant Concentration on Activated Sludge Condition and Phosphate Release in Biological Treatment Plant // *Pol. J. Environ. Stud.* – Vol. 24, No. 1 (2015). – P. 83-91.

Надійшло до редакції 27.04.2016

Г.Г. ТРОХИМЕНКО, кандидат біологічних наук
Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова,
м.Миколаїв
І.М. ТРУС, кандидат технічних наук
М.Д. ГОМЕЛЯ, доктор технічних наук
Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут»

ЗАХИСТ ВОДОЙМ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ ІОНАМИ МІДІ ПРИ СКИДІ ПРОМИСЛОВИХ СТИЧНИХ ВОД

Приведено результати досліджень зі стабілізаційної обробки води для підживлення водооборотних систем охолодження іонообмінним методом. Показано, що підживлення систем охолодження пом'якшеною водою дозволить впровадити безстічні водоциркуляційні системи охолодження, що забезпечить надійний захист водойм від забруднення іонами міді стічними водами електростанцій.

Ключові слова: важкі метали, іонний обмін, регенерація, водоциркуляційні системи.

Приведены результаты исследований по стабилизационной обработке воды для подпитки водооборотных систем охлаждения ионообменным методом. Показано, что подпитка систем охлаждения смягченной водой позволит внедрить бессточные циркуляционные системы охлаждения, что обеспечит надежную защиту водоемов от загрязнения ионами меди сточными водами электростанций.

Ключевые слова: тяжелые металлы, ионный обмен, регенерация, водоциркуляционные системы.

The results of the water stabilization treatment studies to feed the cooling water circulation systems by ion exchange method are reported. It is shown that the make-up cooling systems by softened water will introduce stagnant circulation cooling system that will provide reliable protection of waters from pollution by power plant wastewater copper ions.

Keywords: heavy metals, ion exchange, ion-exchanger regeneration, water circulating systems.

Постановка задачі. На сьогодні на електростанціях України використовують водооборотні системи охолодження, підживлення яких відбувається без попереднього пом'якшення води. Для забезпечення стабільності води щодо осадковідкладень на теплообмінному обладнанні

підтримують допустимий рівень жорсткості та лужності води за рахунок регулювання скиду води на продувку систем. Враховуючи те, що жорсткість води у більшості джерел водопостачання перевищує 4 мг-екв/дм³, а карбонатна жорсткість і лужність сягає 3,9 мг-екв/дм³ і більше, то обсяги скиду води на продувку систем досягають досить значних величин. Так, на Запорізькій АЕС скид на продувку води коливається в межах 10...15 м³/с (864000...1296000 м³/добу). Проблема ускладнюється тим, що внаслідок об'єктивних причин вода в циркуляційних системах електростанцій забруднена іонами важких металів, і найбільше – іонами міді. Так, згідно з даними [1,2] вміст іонів міді в ставку-охолоджувачі сягає 0,023...0,0374 мг/дм³ при фоновій концентрації іонів міді в Каховському водосховищі 0,006 мг/дм³. При існуючих вимогах до якості води у водоймах рибогосподарського призначення при скиді вод на продувку систем у контрольному створі концентрація міді не повинна перевищувати 0,007 мг/дм³, а в каналі яким вода скидається із ставка охолоджувача концентрація міді не повинна перевищувати 0,01 мг/дм³. Але враховуючи надходження міді з водою, що поступає на підживлення систем охолодження, та надходження міді лише з конденсаторів турбін, концентрація міді у воді, яка скидається, досягає 0,02...0,03 мг/дм³. Це у 2-3 рази вище допустимого рівня. Тому вирішити проблему за рахунок регулювання скиду води на продувку неможливо. Це стосується не лише Запорізької АЕС, але й усіх енергетичних об'єктів, що скидають воду у водойми рибогосподарського призначення.

Вирішити проблему за рахунок очищення води від іонів міді при їх концентраціях 0,02...0,07 мг/дм³ за концентрацій іонів жорсткості на рівні 40...100 мг/дм³ досить складно.

Кращим варіантом є вдосконалення технології водопідготовки за рахунок пом'якшення води, що подається на підживлення систем. При значному зниженні карбонатної жорсткості води у водоциркуляційних системах можна значно скоротити скид води на продувку систем, а значить зменшити забір природної води. І тоді вирішення задачі кондиціювання води, що подається на підживлення систем охолодження, буде цілком реальним, так само як і захист водойм від забруднення іонами міді.

Метою роботи було визначення ефективності вилучення іонів міді з води в присутності іонів жорсткості при її пом'якшенні, вивчення процесів регенерації іонітів, створення маловідходної технології очищення води від іонів міді при її пом'якшенні для зниження скиду води на продувку систем охолодження електростанцій та захисту водойм від забруднення іонами міді.

Методи та об'єкти досліджень. У роботі використовували слабокислотний катіоніт DOWEX-MAC-3 в кислій та сольовій формах та сильнокислотний катіоніт KY-2-8 в сольовій формі. Катіоніт DOWEX-MAC-3 у кислу форму переводили 2%-им розчином соляної кислоти, в Na⁺ форму іоніт переводили при обробці лугом іоніту в кислій формі. Слабокислотний іоніт в Ca²⁺, Mg²⁺ та Cu²⁺ формі розчином хлористого натрію не регенерується [3].

Мідь на каніонітах сорбували з розчинів в артезіанській та водопровідній воді при концентраціях 3,32; 5,30 та 39,24 мг/дм³. Характеристики артезіанської води: Ж = 5,6 мг-екв/дм³, Л = 5,40 мг-екв/дм³, $C_{Ca^{2+}} = 4,7$ мг-екв/дм³, $C_{Mg^{2+}} = 0,9$ мг-екв/дм³, $C_{Cl^-} = 282$ мг/дм³, $C_{SO_4^{2-}} = 23$ мг/дм³, рН = 7,25. Характеристики водопровідної води: Ж = 4,80 мг-екв/дм³, $C_{Ca^{2+}} = 3,6$ мг-екв/дм³, $C_{Mg^{2+}} = 1,2$ мг-екв/дм³, Л = 4,80 мг-екв/дм³, $C_{Cl^-} = 37,6$ мг-екв/дм³, $C_{SO_4^{2-}} = 49,7$ мг-екв/дм³, рН = 7,10.

Сорбцію проводили, фільтруючи розчини через шар іоніту в колонці діаметром 2 см³ (об'єм іоніту 10 см³) при витраті 15 см³/хв. Регенераційні розчини пропускали при витраті 1 см³/хв. В очищеній воді контролювали вміст іонів міді, жорсткість, лужність, рівень рН. Концентрації іонів міді та іонів жорсткості контролювали за відомими методиками [4].

Аналіз отриманих результатів. Відомо, що селективність катіонітів за двохзарядними катіонами, головним чином, залежить від радіусу гідратованого катіону. Тому селективність більшості катіонітів за іонами кальцію близька до їх селективності за іонами важких металів, таких як мідь, цинк, нікель, так як радіуси їх гідратних оболонок досить близькі між собою.

У такому випадку, головним фактором, що впливає на іонообмінне вилучення важких металів з води, є рівень їх концентрацій та вміст іонів жорсткості у воді. За низьких концентрацій іонів важких металів вилучення їх із води з високим рівнем жорсткості буде неефективним. Це ж стосується й іонів міді. Проте, при іонообмінному пом'якшенні води цілком можливе і вилучення іонів міді з води, хоча ємності іоніту за міддю будуть далекими від максимальних [5].

Як видно з результатів, наведених на рис.1, при концентрації міді в артезіанській воді на рівні 1,234 мг-екв/дм³, що в 4,5 раз нижче, в порівнянні із концентрацією іонів жорсткості, обмінна ємність слабокислотного катіоніту DOWEX-MAC-3 по міді досягає 1548 та 1733 мг-екв/дм³, що лише у ~ 2 рази нижче його ємності за іонами жорсткості (відповідно 3095 та 3620 мг-екв/дм³). У цілому даний іоніт характеризується високою ємністю [6] в сольовій формі. У даному випадку він сорбує мідь при концентрації 3,32 мг-екв/дм³ (рис. 1, крива 2). В кислій формі він сорбує катіони лише за наявності гідрокарбонат аніонів (за високої лужності води).

Пов'язано це з тим, що при сорбції катіонів на катіоніті в кислій формі відбувається підкислення води. За наявності гідрокарбонату аніонів вони зв'язують протони з утворенням вугільної кислоти, яка надалі виділяється у вигляді СО₂. За відсутністю гідрокарбонату аніонів при сорбції катіонів підкислення розчину відбувається до тих пір, поки за низьких значень рН дисоційовані карбонильні групи катіоніту не перейдуть в асоційовану форму, яка неактивна при іонному обміні.

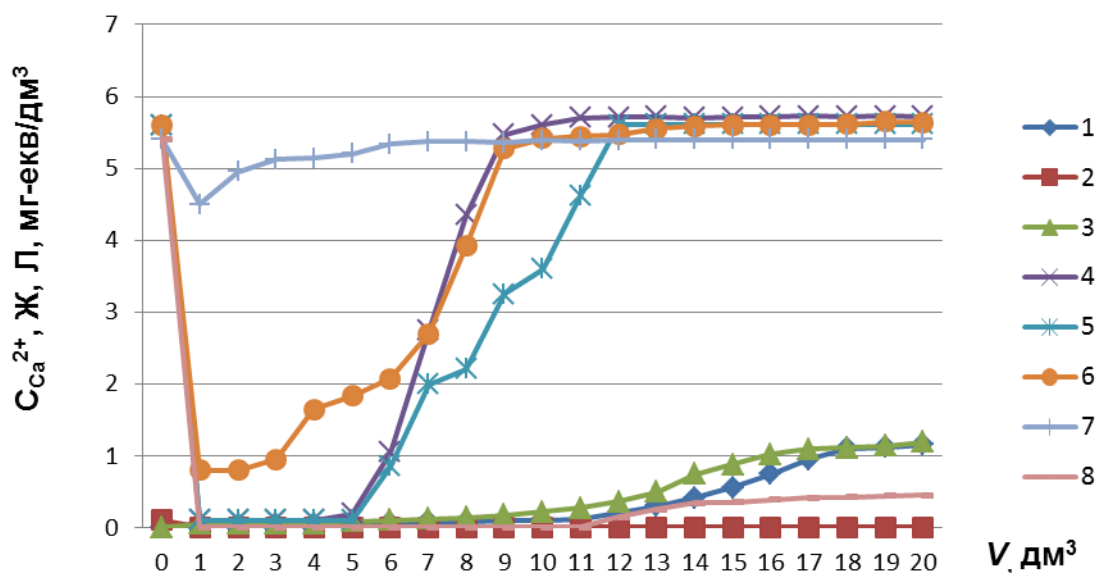


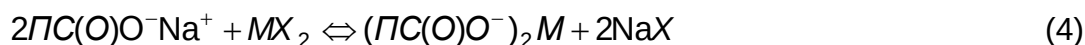
Рис. 1. Залежність вихідної концентрації іонів міді (1; 2; 3), жорсткості (4; 5; 6), лужності (7; 8) від пропущеного об'єму артезіанської води з концентрацією іонів міді 39,24 мг/дм³ (1; 3; 4; 6; 7) та 3,32 мг/дм³ (2; 5; 8) через катіоніт Dowex-MAC-3 в Na⁺ (1; 2; 4; 5; 7) та H⁺ (3; 6; 8) формі (V_г=10 см³) (ОДЄ₁ = 1733 мг-екв/дм³; ОДЄ₂ = 207 мг-екв/дм³; ОДЄ₃ = 1548 мг-екв/дм³; ОДЄ₄ = 3620 мг-екв/дм³; ОДЄ₅ = 4458 мг-екв/дм³; ОДЄ₆ = 3095 мг-екв/дм³)



де П – полімерний залишок.

Саме це забезпечує досить глибоку декарбонізацію води (рис. 1, крива 5) та її підкислення (рис. 2, крива 1) при фільтруванні через даний катіоніт у кислій формі.

У цілому для води із лужністю, близькою до жорсткості (рис. 1), відмічено достатньо високу ємність іоніту як за іонами міді, так і за іонами жорсткості. Але через підкислення розчину та зниження ступеня дисоціації карбоксильних груп катіоніту його ємність за даними іонами дещо нижча, у порівнянні з іонітом у сольовій формі, іонний обмін на якому протікає за реакцією (4):



де М – Ca²⁺, Mg²⁺, Cu²⁺; X – аніон(Cl⁻, HCO₃⁻)

Перевагою слабокислотного катіоніту є висока ефективність його регенерації в кислому середовищі [6, 7], що підтверджують результати, наведені на рис. 3.

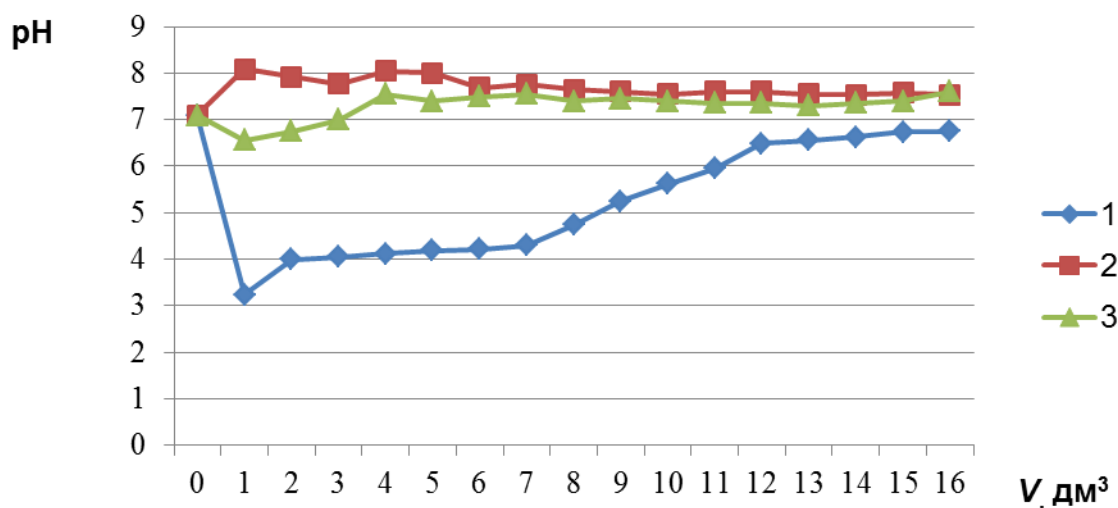


Рис. 2. Зміна рН середовища водопровідної води в залежності від об'єму, пропущеного через катіоніт *Dowex-MAC-3* в H^+ формі ($V_i=10 \text{ cm}^3$) (1), КУ-2-8 в Na^+ формі ($V_i=10 \text{ cm}^3$) (2), та послідовно через катіоніт *Dowex-MAC-3* в H^+ формі ($V_i=10 \text{ cm}^3$) та катіоніті КУ-2-8 в Na^+ формі ($V_i=10 \text{ cm}^3$) (3)

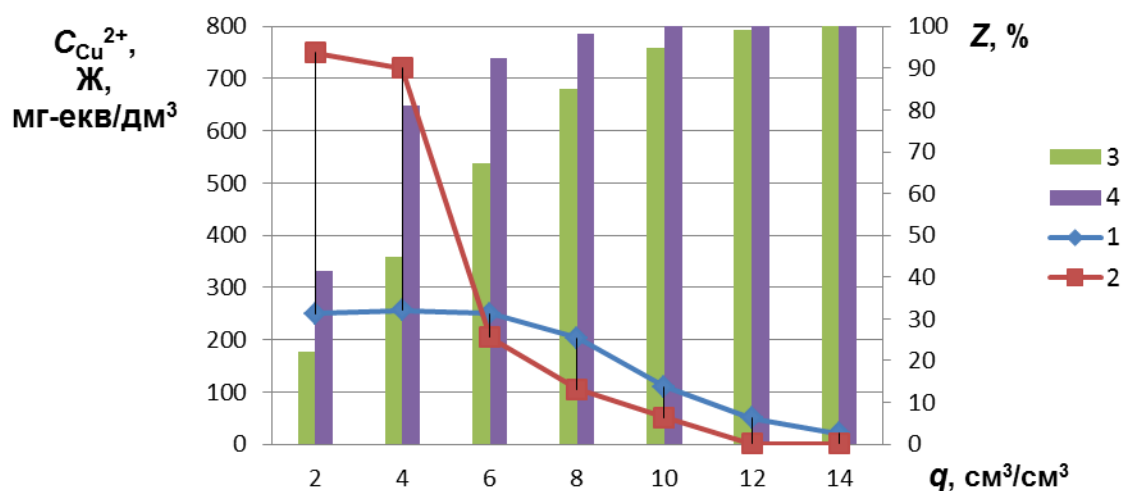


Рис. 3. Залежність концентрації іонів міді (1) та іонів жорсткості (2), ступеню десорбції іонів міді (3) та іонів жорсткості (4) від питомої витрати 1 н розчину соляної кислоти через слабокислотний катіоніт *Dowex-MAC-3* ($V_i=10 \text{ cm}^3$) в Cu^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} формі

Як видно з рисунку, основна кількість міді та іонів жорсткості десорбується при питомій витраті регенераційного розчину 8 cm^3 на cm^3 іоніту. При цьому у перших пробах сумарний вміст катіонів у мг-екв у розчині дорівнював його кислотності. Тобто регенерація іоніту відбувається при незначному надлишку кислого реагенту. Це пов'язано з тим, що в кислому середовищі карбоксильні групи іоніту переходять в асоційовану форму, що сприяє десорбції катіонів металів. Проте, як і більшість слабокислотних катіонітів [3], даний катіоніт в Ca , Mg , Cu формі не регенерується сольовими

розчинами (NaCl , Na_2SO_4 і т.п.) незалежно від їх концентрацій. Це стосується й інших дво- та тризарядних катіонів, сорбованих на слабокислотному катіоніті DOWEX-MAC-3.

Головним недоліком даного катіоніту є те, що при використанні його при пом'якшенні води в кислій формі відбувається її підкислення. З одного боку, це забезпечує її повну декарбонізацію та високу стабільність щодо карбонатних відкладень. З другого, - підкислена вода є корозійно-активною і не придатною для використання в більшості технологічних процесів. А використання катіоніту в сольовій (Na^+) формі ускладнюється тим, що його переведення в Na^+ форму при регенерації можливе лише при послідовній обробці розчином кислоти та лугу, що не є технологічним.

Відомо, що високу ефективність при катіонному пом'якшенні води забезпечує катіоніт КУ-2-8 в Na^+ формі. Як показали наші дослідження (рис. 4), даний катіоніт, поряд із пом'якшенням води, забезпечує досить ефективне вилучення іонів міді. І хоча він за іонами міді та іонами жорсткості має дещо меншу ємність у порівнянні зі слабокислотним катіонітом DOWEX-MAC-3, перевагою його є простота регенерації, доступність та відносно невисока ціна.

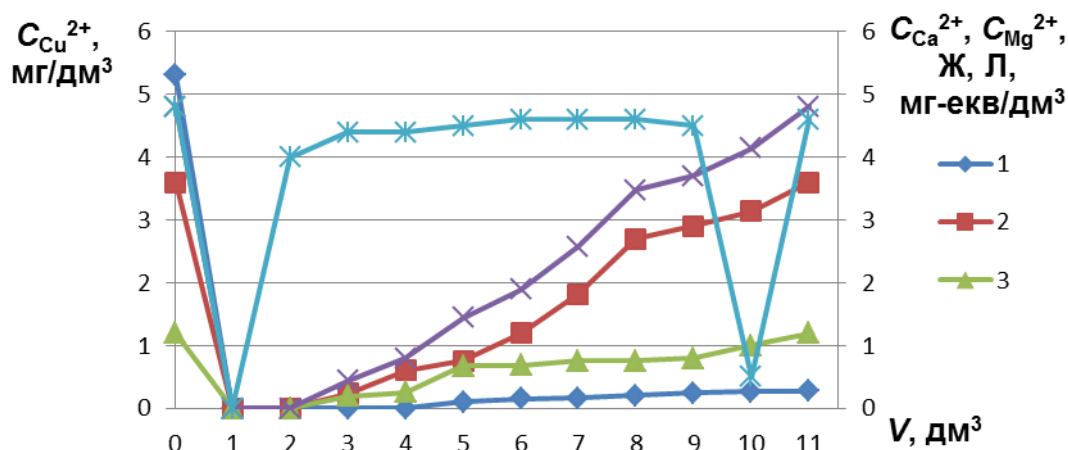


Рис. 4. Залежність залишкової концентрації міді (1), кальцію (2), магнію (3), жорсткості (4), лужності (5) розчину міді у водопровідній воді ($C_{\text{Cu}^{2+}} = 5,3 \text{ мг/дм}^3$) від пропущеного об'єму розчину через катіоніт КУ-2-8 в Na^+ формі ($V_i = 10 \text{ см}^3$) ($\text{ПОДЕ}_1 = 179 \text{ мг-екв/дм}^3$; $\text{ПОДЕ}_2 = 2262 \text{ мг-екв/дм}^3$; $\text{ПОДЕ}_3 = 685 \text{ мг-екв/дм}^3$; $\text{ПОДЕ}_4 = 2947 \text{ мг-екв/дм}^3$).

Як видно з рис. 4, катіоніт КУ-2-8 в Na^+ формі забезпечує ефективне пом'якшення води в присутності іонів міді. Повна обмінна динамічна ємність (ПОДЕ) іоніту за іонами жорсткості склала 2947 мг-екв/дм^3 . За міддю його ємність склала всього 179 мг-екв/дм^3 . Проте в усіх пробах концентрація міді після катіоніту не перевищувала $0,28 \text{ мг/дм}^3$ при початковій концентрації $5,3 \text{ мг/дм}^3$. Очевидно, що і за умов, коли іоніт перейшов в $\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$ форму він іще міг певний час сорбувати іони міді. Адже відомо, що даний іоніт сорбує іони міді в Ca^{2+} формі [8]. Проте, за таких низьких концентрацій іонів міді до

встановлення динамічної рівноваги за іонами міді потрібно було б пропускати десятки кубічних дециметрів води при об'ємі іоніту всього 10 см^3 . Даний дослід показує, що катіоніт КУ-2-8 сорбує іони міді з води навіть за її низьких концентрацій при жорсткості $4,8 \text{ мг-екв/дм}^3$.

Цікавим результатом є висока ефективність десорбції іонів міді в процесі сольової регенерації катіоніту (рис. 5). У разі сорбції заліза регенерація ускладнювалась окисленням заліза (II) до заліза (III) та гідролізом останнього [9]. Мідь, за рівнів рН 7,10-8,09 (рис. 2, крива 2) не гідролізується, а тому ефективно десорбується при обробці розчином хлориду натрію. Ще кращі умови для сорбції та десорбції міді при послідовному використанні катіоніту DOWEX-MAC-3 у кислій формі та КУ-2-8 у Na^+ формі. Тоді рН розчину не виходить за межі 7,10-7,60.

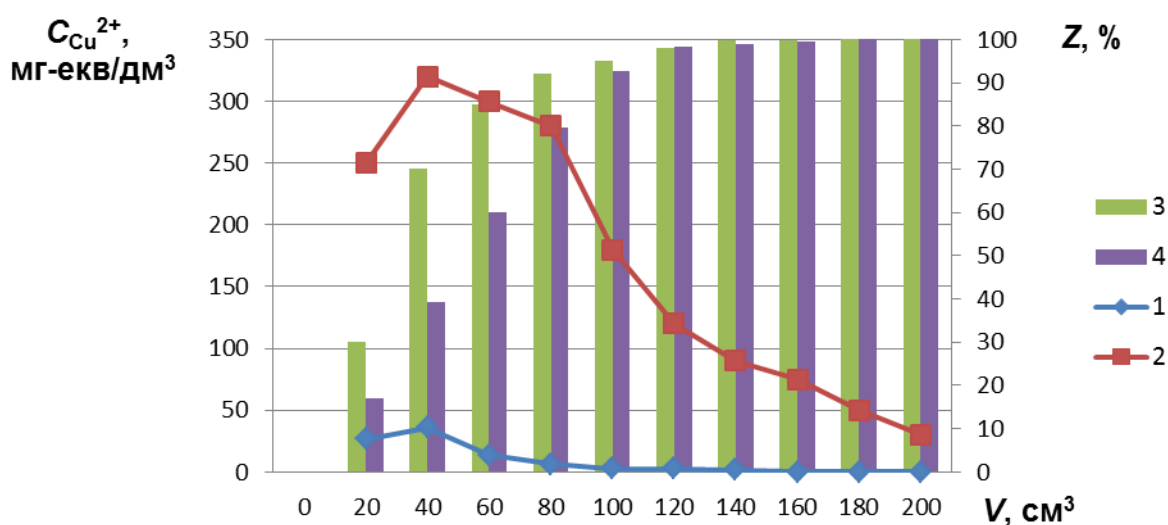


Рис. 5. Залежність концентрації іонів міді (1) та іонів жорсткості (2), ступеню десорбції міді (3) та іонів жорсткості (4) від пропущеного об'єму 10%-ного розчину хлористого натрію через катіоніт КУ-2-8 в Cu^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} формі ($V_i=10 \text{ см}^3$).

Перевагою сольової регенерації катіоніту КУ-2-8 (10%-ним розчином хлориду натрію) є простота переробки і відновлення регенераційного розчину. При його обробці розчинами луку та соди у кількостях, еквівалентних вмісту кальцію та магнію, а в даному випадку і міді, відбувається осадження CaCO_3 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, $\text{Cu}(\text{OH})_2$ [10]. Отриманий розчин хлористого натрію із незначним вмістом кальцію та магнію забезпечує таку саму ефективність регенерації, як і свіжоприготовлений розчин NaCl .

На основі отриманих результатів можна запропонувати досить просту, маловідходну технологію кондиціювання води для підживлення систем охолодження в енергетиці (рис. 6).

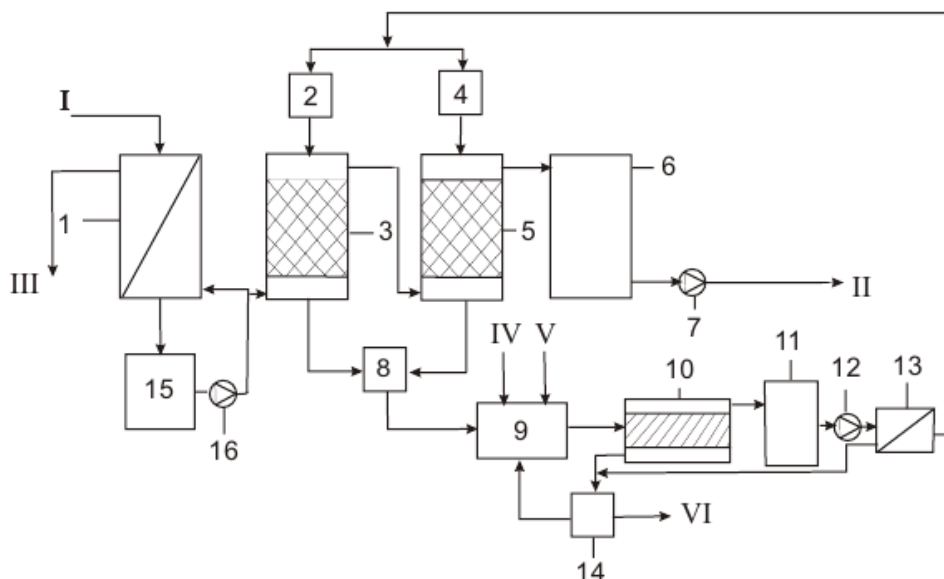


Рис. 6. Принципова технологічна схема станції підготовки води для систем охолодження електростанцій:

1 – ультрафільтраційний фільтр; 2, 4 – резервуари з 10%-ним розчином NaCl; 3, 5 – катіонообмінні фільтри (КУ-2-8 у Na^+ формі), 6 – резервуар пом'якшеної води; 7, 12, 16 – насоси; 8 – резервуар відпрацьованих регенераційних розчинів; 9 – реактор; 10 – тонкошаровий відстійник; 11 – резервуар освітленого розчину NaCl; 13 – стрічковий фільтр; 14 – фільтр-прес; 15 – резервуар освітленої води; I – подача води із ставка-охолоджувача; II – подача води на підживлення системи охолодження; III – скид промивних вод; IV – подача розчину соди; V – подача розчину луку; VI – осад на переробку

За даною схемою вода із ставка охолоджувача після очищення на ультрафільтраційній установці [1], яка забезпечує повне вилучення завислих, колоїдних домішок та високомолекулярних розчинених речовин, поступає на катіонообмінні фільтри. Двохстадійне катіонування забезпечує як повне вилучення іонів жорсткості, так і глибоку очистку води від іонів міді. На першій стадії катіонування фільтри працюють до проскоку іонів жорсткості на рівні концентрацій – $1,5\text{--}2,0 \text{ мг-екв/дм}^3$, що дозволяє більш повно використовувати ємність катіоніту. На другій стадії катіонування фільтри працюють до проскоку іонів жорсткості на рівні $0,1 \text{ мг-екв/дм}^3$. Це дозволяє достатньо ефективно пом'якшувати воду та практично повністю очищати її від іонів міді. При цьому при досягненні проскоку фільтри першого ступеня катіонування відключаються по чергову на регенерацію, а після цього включаються на доочищення води на другій стадії катіонування. Фільтри з другого ступеню катіонування після проскоку іонів жорсткості переключаються на очищення води із ставка охолоджувача, тобто переключаються на першу стадію катіонування. Це дозволяє максимально ефективно використовувати обмінну ємність катіоніту на обох стадіях катіонування. Регенерація катіоніту проводиться 10%-м розчином хлористого натрію при подачі з резервуарів (2 і

4). Відпрацьовані регенераційні розчини з резервуару (8) подаються в реактор (9), де обробляються содою і лугом. При цьому розчин очищається від двохвалентних катіонів за схемою:



Осад виділяється із води у тонкошаровому відстійнику (10), а далі після фільтру (13) подається для повторного використання. Відділений у відстійнику та фільтрі осад направляється на виробництво будівельних матеріалів, як це описано в [11]. Слід відмітити, що відновлений регенераційний розчин хлориду натрію забезпечує високу ефективність регенерації іоніту при підвищенні його рН до 10,5 [3]. Проте, насправді, після висадження іонів кальцію і магнію рН розчину знижується до 8,7-9,5.

Вода з резервуару пом'якшеної води подається на підживлення систем охолодження. Промивка ультрафільтраційних установок здійснюється зворотнім током освітленої води при почерговому відключенні модулів.

Якщо виходити із кількості міді, що поступає в ставок-охолоджувач Запорізької АЕС ~ 18 т/рік, [2], то для вилучення всієї міді необхідно створити іонообмінну установку з об'ємом катіоніту 18 м^3 . При цьому при ємності іоніту за іонами міді всього 100 мг-екв/дм^3 , щодоби з води буде вилучатись 50 кг міді, або 18 т/рік. При цьому в системі охолодження буде подаватись щодоби $\sim 10000 \text{ м}^3$ практично повністю пом'якшеної води. За таких умов суттєво скоротиться скид води на продувку систем при зниженні концентрації міді до рівнів, нижчих допустимих при скиді стічних вод.

Висновки. Вивчено процеси очищення води від іонів міді у процесах її катіонообмінного пом'якшення. Показано, що слабокислотний катіоніт DOWEX-MAC-3 забезпечує глибоку декарбонізацію води при задовільному її пом'якшенні у разі застосування в кислій формі. Сильно- та слабокислотний іоніти забезпечують очищення води від міді в процесах натрій-катіонного пом'якшення.

Визначено умови ефективної регенерації сильно- та слабокислотних катіонітів розчинами хлориду натрію та соляної кислоти. Встановлено, що слабокислотний катіоніт ефективно регенерується після сорбції двозарядних катіонів розчинами кислоти. Регенерація розчинами хлориду натрію неефективна. 10%-й розчин NaCl забезпечує ефективну регенерацію катіоніту КУ-2-8 при високому ступені десорбції іонів міді.

Розроблено маловідходну технологічну схему підготовки води для систем охолодження електростанцій, яка забезпечує глибоке пом'якшення води з вилученням із неї іонів міді, що дозволяє суттєво скоротити скид води на продувку систем та знизити скид міді до допустимого рівня.

Список літератури

1. *Мороз Н.А.* Содержание тяжёлых металлов и минерализация поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС / Н.А. Мороз, И.А. Черкашин // Сб. научн. Тр. СИЯЭиП. – 2004. – №10. – С. 73-78.
2. *Мороз Н.А.* Гидрохимический мониторинг поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС / Н.А. Мороз, В.А. Седнев, И.А. Черкашин // Пром. Теплотехника. – 2005. – Т. 27, №2. – С. 78-87.
3. *Гомеля Н.Д.* Кондиционирование воды для ресурсосберегающих систем водопользования / Н.Д. Гомеля, Т.А. Шаблий, Ю.В. Носачова // Экотехнологии и ресурсосбережение, 2004. – №4. – С. 55-58.
4. *Лурье Ю.Ю.* Справочник по аналитической химии/ Ю.Ю. Лурье – М.: Химия, 1989. – 44 с.
5. *Макаренко І.М.* Оцінка впливу іонів твердості на ефективність очищення води від іонів міді / І.М. Макаренко, Ю.В. Носачова, О.І. Іваненко // Вісник НТУУ «КПУ» серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження», 2014. – №1 (12). – С. 54-59.
6. *Макаренко І.М.* Застосування слабокислотного катіоніту DOWEX-MAC-3 для стабілізаційної обробки води // І.М. Макаренко, О.В. Глушко, В.В. Рисухін, В.П. Малін // Східно-Європейський журнал передових технологій, 2012. – №3/6 (57). – С. 16-20.
7. *Рисухін В.В.* Вплив концентрації розчинів сірчаної кислоти, форми катіоніту DOWEX-MAC-3 на ефективність його регенерації // В.В. Рисухін, О.В. Глушко, І.М. Макаренко// Вісник національного технічного університету «ХПУ», 2012. – №34. – С. 137-135.
8. *Шаблій Т.О.* Вилучення іонів міді з води теплообмінних циркуляційних систем / Т.О. Шаблій// Східно-Європейський журнал передових технологій, 2010. – №3/8 (45). – С. 10-13.
9. *Гомеля И.Н.* Оценка эффективности катионитов КУ-2-8 и Aqualitek - 100 FC при умягчении воды в присутствии ионов железа // И.Н. Гомеля, Ю.А. Омельчук, В.М. Радовенчик // Экотехнологии и ресурсосбережение, 2008. – №3. – С. 62-65.
10. *Шаблий Т.А.* Разработка эффективной технологии умягчения воды для промышленного водопотребления / Т.А. Шаблий, И.Н. Макаренко, Е.В. Голтвяницкая // Энерготехнологии и ресурсосбережение, 2010. – №1. – С. 53-58.
11. *Трус І.М.* Переробка осадів, що утворюються при очищенні шахтних вод від сульфатів / Трус І.М., Флейшер Г.Ю., Гомеля М.Д., Токарчук В.В.// Вісник КрНУ, 2014. – №4. – С. 169-174.

Надійшло до редакції 08.04.2016

Ю.Д. КОПАНИЦЯ, кандидат технічних наук
Київський національний університет будівництва і архітектури

ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОСТАТИЧНОГО ТИСКУ НА ПЛОСКИЙ СЕГМЕНТ МЕТОДОМ ТРЬОХ КОМАНД K123

Приведено інтегральні рівняння універсального методу трьох команд K123 розрахунку гідростатичного тиску на плоский сегмент.

Ключові слова: сила тиску; епюра; центр ваги; метод K123; інтеграл; сегмент.

Приведены интегральные уравнения универсального метода трёх команд K123 для расчёта гидростатического давления на плоский сегмент.

Ключевые слова: сила давления; епюра; центр тяж ести; метод K123; інтеграл; сегмент.

Integral equations of universal method of three commands K123 were given for the calculation of hydrostatic pressure on the flat segment.

Key words: pressure force; pressure diagram; center of pressure; metod K123; integral; segment.

Універсальний авторський метод трьох команд K123 й інтегральні рівняння для розрахунку сили гідростатичного тиску на плоску і криволінійну поверхні довільної форми представлено в попередніх публікаціях автора [1,2,3,4].

В статті представлено результати аналітичного й чисельного моделювання методом трьох команд K123 типової задачі визначення величини гідростатичного тиску на саму поширену форму плоскої поверхні, яка зустрічається в об'єктах водопостачання та водовідведення – форма поперечного перерізу труби – коло, сектор або його горизонтальний прошарок.

Гідростатичний тиск на плоский сегмент. Гідростатичний тиск на плоский сегмент нижньої половини кола. Враховуємо рівноважний стан рідини й розглядаємо довільні сегменти, які утворено горизонтальними хордами (рис. 1).

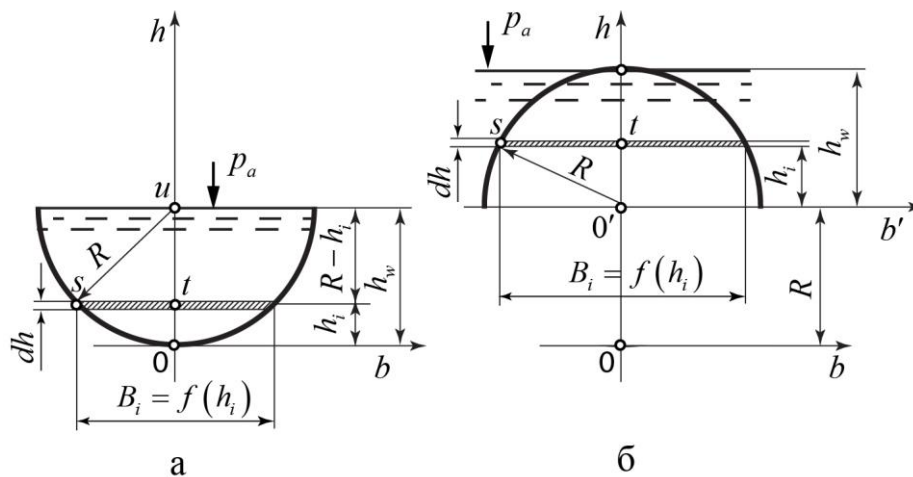


Рис.1. Плоский сектор: нижня (а) і верхня (б) половини півкола; p_a – атмосферний тиск на вільній поверхні рідини; h_w – загальна висота прошарку рідини відносно кришки в системі координат $h0b$ (а) й $h0'b'$ (б); R – радіус півкола; $B_i = f(h_i)$ – ширина i -го нескінченно малого горизонтального елемента кришки висотою dh ; $0'b'$ – локальна система координат для верхнього півкола; st – подвійна довжина в трикутниках Δsut й $\Delta s0't$ визначає розмір i -го горизонтального прошарку поверхні півкола

Методом трьох команд K123[1,2,3,4] для плоскої поверхні у формі півкола (рис. 1.а):

$$P = \int_0^R (\rho g (R - h)) 2\sqrt{R^2 - (R - h)^2} dh, \quad (K1)$$

$$mP = \int_0^R (\rho g (R - h)^2) 2\sqrt{R^2 - (R - h)^2} dh, \quad (K2)$$

$$h_D = mP / P \quad (K3)$$

отримано прості формули визначення величини сили гідростатичного тиску й глибини занурення центру тиску:

$$P = \rho g R^3, \quad (1)$$

$$h_D = 0.589R. \quad (2)$$

Для визначення гідростатичного тиску на плоску поверхню у формі верхньої половини кола (рис. 1.б) використано локальну систему координат $h0'b'$. Методом трьох команд K123

$$P = \int_0^R (\rho g (R - h)) 2\sqrt{R^2 - h^2} dh, \quad (K1)$$

$$mP = \int_0^R (\rho g (R - h)^2) 2\sqrt{R^2 - h^2} dh, \quad (K2)$$

$$h_D = mP / P \quad (K3)$$

отримано відповідні прості формули для інженерного розрахунку:

$$P = 0.904\rho g R^3, \quad (3)$$

$$h_D = 0.3485R. \quad (4)$$

Порівняльний аналіз алгоритмів розрахунку й формул визначення гідростатичного тиску на півкола плоскої поверхні (рис. 1.а) за класичними методами й методом трьох команд К123 представлено в таблиці 1.

Таблиця 1

№ операції	Класичний метод	Метод трьох команд К123
1	$\omega = \pi d^2 / 8 \approx 1,571r^2$	$P_c = \rho g R^3$
2	$h_c = 4r / 3\pi \approx 0,4244r$	$h_D = 0.589R$
3	$p_c = \rho g h_c$	
4	$P_c = p_c \omega$	
5	$I_c = ((9\pi^2 - 64) / (72\pi)) r^4$	
6	$h_D = h_c + I_c / (h_c \omega)$	

Порівняльний аналіз алгоритмів розрахунку й формул визначення гідростатичного тиску на верхню половину кола плоскої поверхні (рис. 1.б) за класичними методами й методом трьох команд К123 представлено в таблиці 2.

Таблиця 2

№ операції	Класичний метод	Метод трьох команд К123
1	$\omega = \pi d^2 / 8 \approx 1,571r^2$	$P_c = 0.904\rho g R^3$
2	$h_c = r - 4r / 3\pi \approx 0,5756r$	$h_D = 0.3485R$
3	$p_c = \rho g h_c$	
4	$P_c = p_c \omega$	
5	$I_c = ((9\pi^2 - 64) / (72\pi)) r^4$	
6	$h_D = h_c + I_c / (h_c \omega)$	

Горизонтальний прошарок плоского сегменту. Елементи плоского сегменту, які обмежено горизонтальними хордами представлено на рис. 2. В загальному випадку тиск на вільну поверхню рідини може бути атмосферним, вакууметричним або манометричним.

Рівняння метода трьох команд К123 для варіанту позначеного на рисунку 2.а у загальному вигляді:

$$P = \int_{h_1}^{h_2} (\rho g(hw - h) + p_m - p_{\text{вак}}) 2\sqrt{R^2 - (R - h)^2} dh, \quad (K1')$$

$$mP = \int_{h_1}^{h_2} (\rho g(hw - h) + p_m - p_{\text{вак}})(hw - h + p_m / \rho g - p_{\text{вак}} / \rho g) 2\sqrt{R^2 - (R - h)^2} dh, \quad (K2')$$

$$h_D = mP / P. \quad (K3')$$

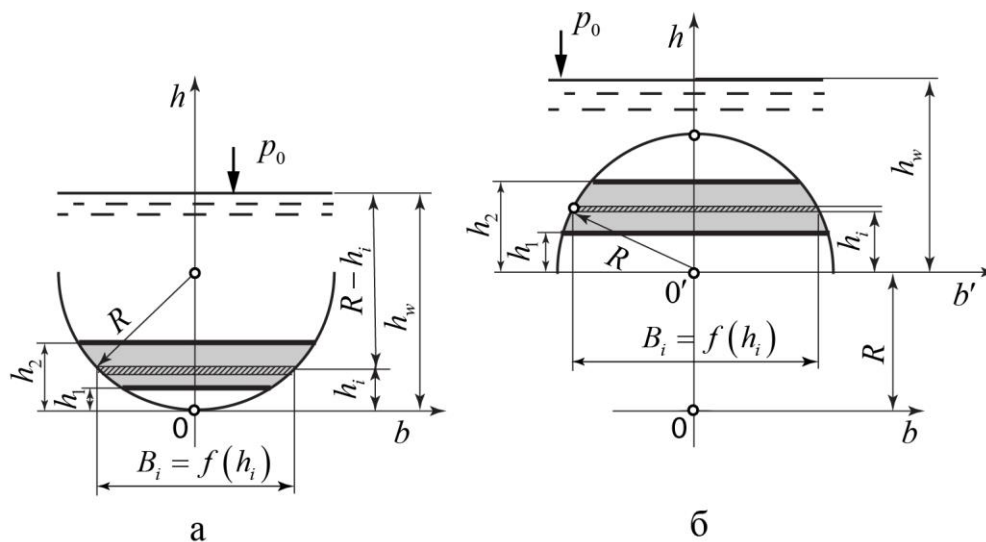


Рис.2. Елементи плоского сектору: нижня (а) і верхня (б) половини півкола; p_0 – тиск на вільній поверхні рідини; h_w – загальна висота прошарку рідини відносно кришки в системі координат hOb (а) й $hO'b'$ (б); R – радіус півкола; $B_i = f(h_i)$ – ширина i -го нескінченно малого горизонтального елемента кришки висотою dh ; $O'b'$ – локальна система координат для верхнього півкола; st – подвійна довжина в трикутниках Δsut й $\Delta sO't$ визначає розмір i -го горизонтального прошарку поверхні півкола

Варіанти вихідних даних за умовою $h_1 < h < h_2$; $h_2 \leq R$:

- $p_0 = p_a$; $p_m = p_{\text{вак}} = 0$;
- $p_0 = p_m$; $p_{\text{вак}} = 0$;
- $p_0 = p_{\text{вак}}$; $p_m = 0$.

Рівняння метода трьох команд K123 для варіанту позначеного на рисунку 2.б у загальному вигляді:

$$P = \int_{h_1}^{h_2} (\rho g(h_w - h) + p_m - p_{\text{вак}}) 2\sqrt{R^2 - (R - h)^2} dh, \quad (K1'')$$

$$mP = \int_{h_1}^{h_2} (\rho g(h_w - h) + p_m - p_{\text{вак}})(h_w - h + p_m/\rho g - p_{\text{вак}}/\rho g) 2\sqrt{R^2 - (R - h)^2} dh, \quad (K2'')$$

$$h_D = mP / P. \quad (K3'')$$

Варіанти вихідних даних за умовою $h_1 < h < h_2$; $h_2 \leq R$:

- $p_0 = p_a$; $p_m = p_{\text{вак}} = 0$;
- $p_0 = p_m$; $p_{\text{вак}} = 0$;
- $p_0 = p_{\text{вак}}$; $p_m = 0$.

Висновки

Отримано нові спрощені формули для інженерного розрахунку в простих випадках із атмосферним тиском на вільній поверхні рідини. Наведено приклади трьох команд методу K123 для розрахунку гідростатичного тиску на коло, сектор й горизонтальний прошарок сектору при вакууметричному та манометричному тисках на поверхні рідини.

Список літератури

1. *Копаниця Ю.Д.* Комп'ютерний розрахунок сили тиску. Універсальний алгоритм трьох команд – K123. // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". – К.: КНУБА, Вип.18. 2012. – С.148–163.
2. *Копаниця Ю.Д.* Розрахунок гідростатичного тиску на криволінійну поверхню. Універсальний алгоритм трьох команд – K123. // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". – К.: КНУБА, Вип.20. 2012. – С.105–119.
3. *Копаниця Ю.Д.* Аналіз виміру епюри гідростатичного тиску на криволінійну поверхню. Універсальний метод розрахунку K123. // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". – К.: КНУБА, Вип.21. 2013. – С.165–180.
4. *Копаниця Ю.Д.* Інтегральні рівняння трьох команд K123. // Наук.-техн. зб. "Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки". – К.: КНУБА, Вип.22. 2013. – С. 160-173.

Надійшло до редакції 22.05.2016

УДК 532.542

А.М. КРАВЧУК, доктор технічних наук
Київський національний університет будівництва і архітектури
О.Я. КРАВЧУК, старший викладач
Національний транспортний університет

АНАЛІЗ КІНЕМАТИЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ЗБІРНИХ ПЕРФОРОВАНИХ ТРУБОПРОВОДІВ

Виконано аналіз експериментальних даних по визначенню кінематичних характеристик збірних перфорованих трубопроводів, які працюють з приєднанням рідини вздовж шляху, приведено рекомендації для їх розрахунку.

Ключові слова: перфорований збірний трубопровід, втрати напору, змінна витрата, коефіцієнт витрати, гідравлічний коефіцієнт тертя, епюр швидкостей, число Рейнольдса.

Выполнен анализ экспериментальных данных по определению кинематических характеристик сборных перфорированных трубопроводов, которые работают с присоединением жидкости по длине, приведены рекомендации для их расчета.

Ключевые слова: перфорированный сборный трубопровод, потери напора, переменный расход, коэффициент расхода, гидравлический коэффициент трения, эпюр скоростей, число Рейнольдса.

The analysis of experimental data by the kinematic characteristics determination of collecting perforated pipelines that run with the addition of liquid along its length was accomplished. Calculation recommendations were adduced.

Key words: collecting perforated pipeline, head loss, variable discharge, discharge coefficient, hydraulic coefficient of friction, epure of velocity, Reynolds number.

Аналізу роботи збірних трубопроводів різного призначення в нашій країні і за кордоном присвячено досить велику кількість робіт, в тому числі експериментальних. При цьому основна увага приділялась визначенню середніх інтегральних характеристик, таких як зміна напору (тиску) і витрати вздовж каналу. За останніми розраховувались відповідні значення розшукуваних параметрів.

В спеціальній літературі приводяться окремі експериментальні дані по вимірюванню кінематичних характеристик розглядуваних напірних потоків, аналізуються епюри осереднених швидкостей в поперечному перерізі каналу. Однак, з нашої точки зору, єдиний підхід при їх обробці і узагальненні відсутній, що і викликало необхідність проведення даних досліджень.

Для вимірювання кінематичних характеристик напірних збірних трубопроводів, що працюють зі змінною витратою вздовж шляху, в лабораторії гідравліки Київського національного університету будівництва і архітектури було змонтовано відповідний аеродинамічний експериментальний стенд. Робочою рідиною в досліді служило повітря. Схема аеродинамічного стенду приведена на рис.1.

В досліді використовувався сталевий електрозварний трубопровід $D = 159 \times 4,5$ мм, загальною довжиною $L = 4,0$ м. При цьому довжина робочої перфорованої частини складала $l = 3,0$ м. Перфорація в трубі улаштовувалась у вигляді отворів діаметром $d_0 = 0,003$ м, з кроком $\Delta l = 0,03$ м, по 8 отворів в кожному поперечному перерізі. В процесі роботи діаметр отворів збільшувався (спочатку $d_0 = 0,006$ м, потім $d_0 = 0,009$ м).

В досліді використовувався сталевий електрозварний трубопровід $D = 159 \times 4,5$ мм, загальною довжиною $L = 4,0$ м. При цьому довжина робочої перфорованої частини складала $l = 3,0$ м. Перфорація в трубі улаштовувалась у вигляді отворів діаметром $d_0 = 0,003$ м, з кроком $\Delta l = 0,03$ м, по 8 отворів в кожному поперечному перерізі. В процесі роботи діаметр отворів збільшувався (спочатку $d_0 = 0,006$ м, потім $d_0 = 0,009$ м).

Вимірювання профілю осереднених швидкостей і характеру п'єзометричної лінії здійснювались в 10 створах, розташованих через 0,5 і 0,25 м.

Тиск і розрідження в робочому трубопроводі забезпечувались центробіжним вентилятором марки Ц 4-70 № 3,2, який був встановлений на нерухомий монолітний фундамент.

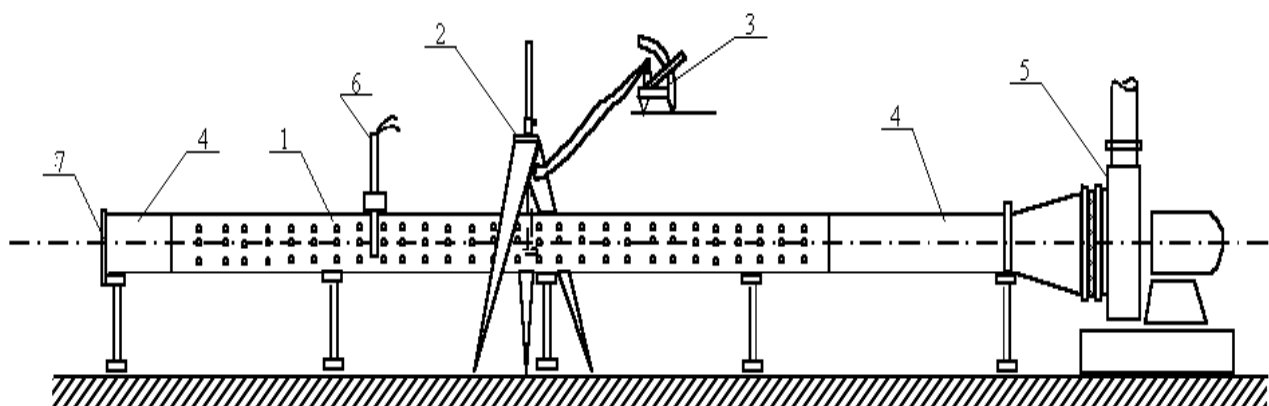


Рис. 1. Схема аеродинамічної експериментальної установки:

- 1 – досліджуваний трубопровід; 2 – координатник з вимірювальною трубкою;
3 – мікроманометр; 4 – суцільна ділянка труби; 5 – вентилятор з електродвигуном; 6 – тензOMETричний датчик; 7 – заглушка

Температура повітря контролювалась ртутним термометром з ціною поділки $0,2^{\circ}\text{C}$, барометричний тиск – барометром анероїдом, вологість – психрометром.

Для виміру надлишкового тиску в дослідах використовувався мікроманометр ЦАГІ. Динамічний тиск ($p_{\text{дин}}$) в окремих точках потоку в перерізі труби замірявся за допомогою трубки Піто-Прандтля.

Осереднена швидкість в точці заміру визначалась за залежністю

$$\bar{U} = \sqrt{\frac{2p_{\text{дин}}}{\rho}}. \quad (1)$$

Вимірювання в кожному перерізі проводились в двох площинах: в перерізі отворів і в проміжному між ними. Загальна кількість точок виміру для одного перерізу дорівнювала двадцяти. Витрату в перерізі трубопроводу визначали за методом “площа–швидкість”.

Для можливості оцінки і аналізу отриманих результатів, спочатку проводилось вимірювання епюр осереднених швидкостей в трубопроводі без перфорації.

Аналогічні вимірювання виконувались при просвердлених і відкритих отворах для випадку приєднання рідини вздовж шляху. В дослідах величина конструктивного параметра $f = \frac{\alpha_n l}{\Omega}$ змінювалась від $f_{\text{min}} = 0,3$ до $f_{\text{max}} = 2,82$.

В дослідах число Рейнольдсу основного потоку змінювалось в межах 10000...150000. При цьому в отворах перфорації воно становило 2000...12000. Тобто, режим руху в усіх випадках був турбулентним.

На рис.2 (а, б) приведені окремі, найбільш характерні і інформаційно ємкісні, епюри осереднених швидкостей при різних конструктивних характеристиках труб.

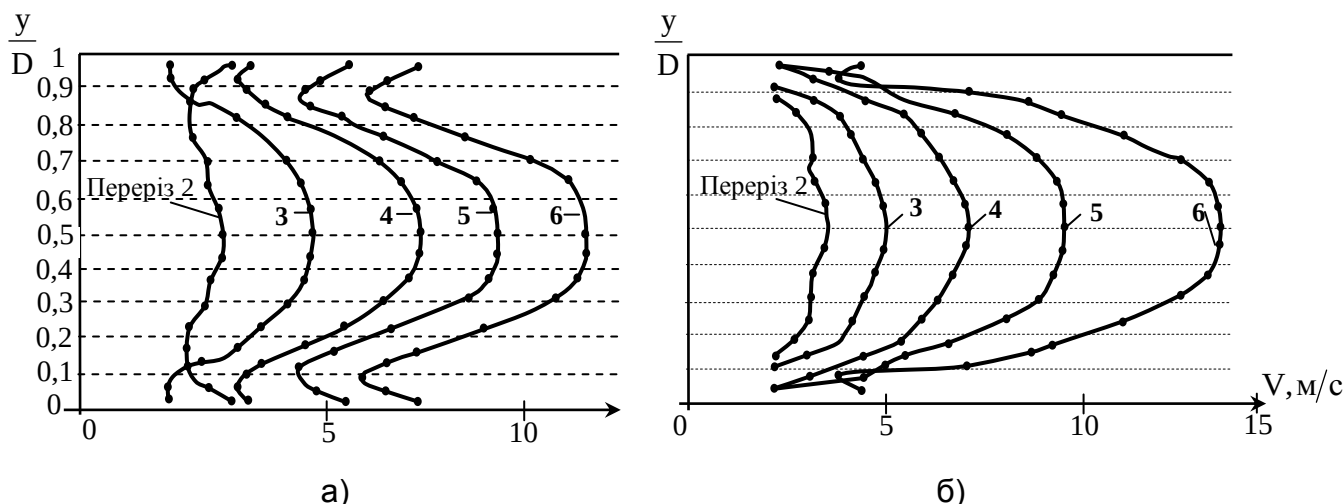


Рис.2. Профілі осереднених швидкостей при русі з приєднанням:
а) $f = 1,41$; б) $f = 2,82$

Їх аналіз показує, що вони суттєво відрізняються від епюр осереднених швидкостей при рівномірному русі. Цю обставину можна пояснити інтенсивним впливом приєднуваних струминок на основний потік. При симетричному розміщенні отворів перфорації по твірній, епюри будуть симетричні відносно осі трубопроводу, де має місце максимальна за величиною осереднена швидкість в даному перерізі. У випадку несиметричного розміщення отворів, симетричність епюр також порушується.

Приведені епюри свідчать про те, що при рівномірній перфорації бічних стінок каналу, в усіх випадках має місце нерівномірний режим приєднання рідини вздовж шляху. Характер цієї нерівномірності визначається величиною співвідношення між швидкістю руху приєднуваних (втікаючих) струминок і середньою в перерізі швидкістю основного потоку в каналі $\left(\frac{U_0}{V}\right)$.

Більшому значенню співвідношення $\frac{U_0}{V}$ відповідає більше викривлення поля осереднених швидкостей у порівнянні з рівномірним рухом. При цьому струминка рідини проникає на більшу глибину в основний потік і інтенсивніше деформує поле осереднених швидкостей в поперечному перерізі збірного каналу.

Для визначення виду залежності, яка описує характер зміни даного співвідношення за довжиною збірного каналу, використаємо результати теоретичного аналізу вихідних рівнянь, які описують рух рідини зі змінною витратою в збірних трубопроводах, приведеного в роботі [1]. У відповідності з останніми, розрахункові залежності для визначення відносної витрати і відносного перепаду напорів вздовж збірного трубопроводу, відповідно, мають вигляд:

$$\bar{Q} = \frac{1}{k} \frac{\text{sh}(k\bar{x})}{\text{ch}(k\bar{f})}, \quad \bar{z} = \frac{\text{ch}(k\bar{x})}{\text{ch}(k\bar{f})}, \quad (2)$$

де
$$\bar{Q} = \frac{Q}{\Omega \sqrt{2gz_\kappa}}, \quad \bar{x} = \frac{\mu_{36} \alpha_n x}{\Omega}, \quad \bar{z} = \sqrt{\frac{z}{z_\kappa}} \quad (3)$$

Коефіцієнт k , який входить у вказані формули, слід знаходити за графіком на рис.3.

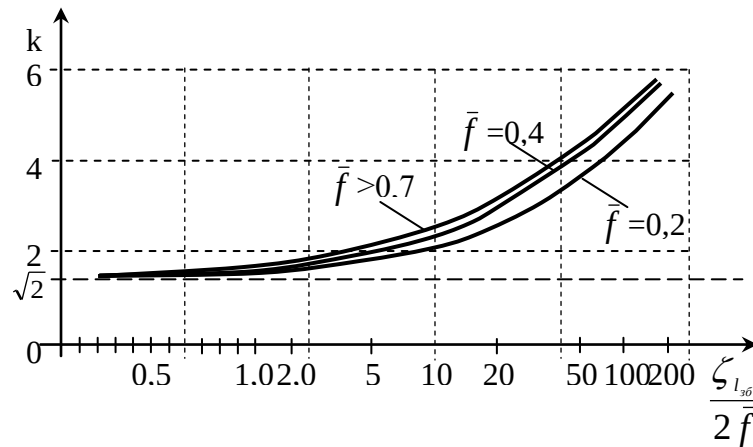


Рис.3. Графік для визначення коефіцієнта k

При цьому, швидкість втікання рідини через отвір (щілину) перфорації з навколишнього простору в трубу складе $U_0 = \mu_{36} \sqrt{2gz}$. Тоді, з використанням змінних (3), можна записати

$$\frac{U_0}{V} = \frac{\mu_{36} \sqrt{2gz}}{\bar{Q} \sqrt{2gz_\kappa}} = \frac{\mu_{36} \bar{z}}{\bar{Q}}. \quad (4)$$

Підстановка (2) в (4) дозволяє отримати змінне за довжиною збірника значення співвідношення швидкості втікаючих струминок до середньої швидкості потоку в даному перерізі

$$\frac{U_o}{V} = \mu_{36} \frac{\frac{ch(k\bar{x})}{ch(k\bar{f})}}{\frac{1}{k} \frac{sh(k\bar{x})}{ch(k\bar{f})}} = \frac{\mu_{36} k}{th(k\bar{x})}. \quad (5)$$

Для середніх у всього розподільника значень визначаємих параметрів, з врахуванням (2), можна записати

$$\frac{U_{0,c}}{V_\kappa} = \frac{\mu_{36,c}}{2} \frac{\bar{z}_n + 1}{\bar{Q}_\kappa} = \frac{k \mu_{36,c}}{2} \frac{ch(k\bar{f}) + 1}{sh(k\bar{f})}. \quad (6)$$

На рис.4 представлено графіки, які показують, як змінювались співвідношення $\frac{U_0}{V}$ і $\frac{U_{0,c}}{V_\kappa}$ в збірних трубопроводах.

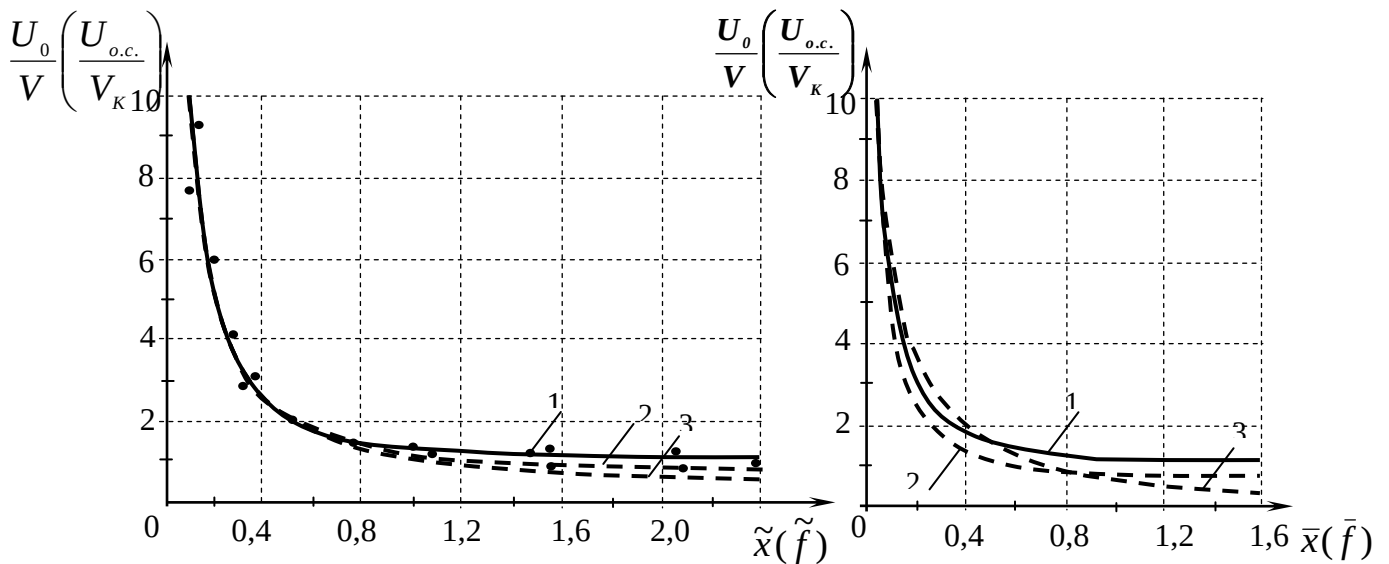


Рис.4. Зміна відношення швидкості приєднаних мас рідини до середньої швидкості в перерізі каналу

Крива 1 (позначення – •) характеризує зміну даного співвідношення за довжиною трубопроводу ($\tilde{x} = \frac{\alpha_n x}{\Omega}$), при різних значеннях конструктивного параметра $f = \frac{\alpha_n l}{\Omega}$, у випадку використання змінних вздовж шляху значень коефіцієнта витрати отворів перфорації $\mu_{зб}$. Крива 2 відповідає випадку використання в розрахунках значень коефіцієнта витрати постійних для даної конкретної величини параметра $f(\mu_{зб.с})$. Крива 3 відображає зміну відношення середньої швидкості притоку для всього збірника до середньої швидкості в його кінцевому перерізі ($\frac{U_{0.c}}{V_k}$) при тих же величинах f .

З наведених графіків видно, що між трьома приведеними кривими існує досить гарне співпадіння. Особливо це має місце в тих межах конструктивних характеристик збірників ($0,4 < f < 1,0$), в яких вони знаходять найширше застосування на практиці. Дана обставина свідчить про те, що при розрахунку конструктивних і гідравлічних характеристик збірних трубопроводів можна користуватися осередненими для даного каналу параметрами і, що це, в межах допустимої похибки, буде відповідати реальній картині руху рідини зі збільшуючоюся витратою вздовж шляху.

На рис.5 представлено зміну відношення $\frac{Re_0}{Re}$ у збірних трубопроводах при різних діаметрах отворів перфорації.

Отримані графічні залежності показують, що найбільше значення $\frac{U_0}{V}$ має місце на початкових ділянках збірних труб і поступово зменшується до кінця трубопроводу. Така ж тенденція має місце і відносно викривлення поля

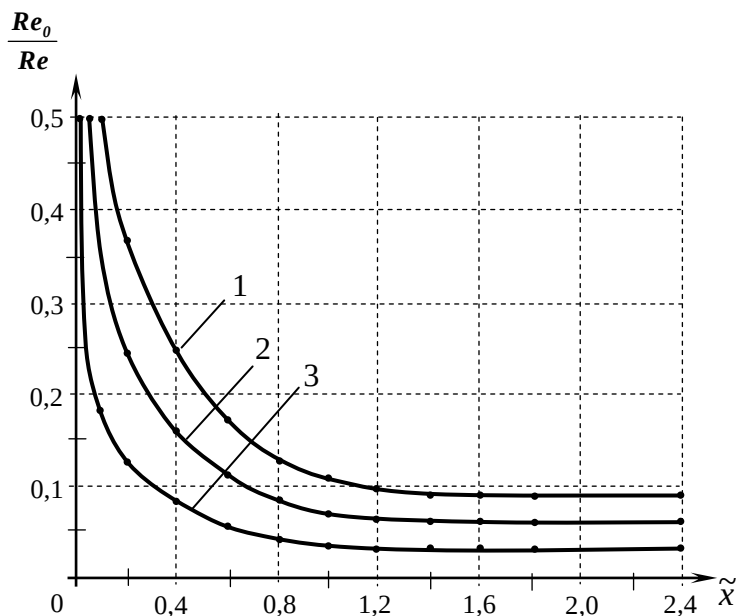


Рис.5. Графіки зміни відношення $\frac{Re_0}{Re}$ за довжиною збірника:
 1 – $d_0 = 0,003$ м;
 2 – $d_0 = 0,006$ м;
 3 – $d_0 = 0,009$ м

осереднених швидкостей. З рис.4 і рис.5 також можна зробити висновок, що співвідношення $\frac{U_0}{V}$, $\frac{U_{0.c}}{V_k}$ і $\frac{Re_0}{Re}$ більші у трубопроводах, які мають менше значення конструктивного параметра f . При збільшенні f ці величини будуть зменшуватися. Відповідно, зменшуватиметься глибина проникнення втікаючих струминок рідини в основний потік, тобто меншим стане їх вплив на нього і, як результат, знизиться викривлення епюр осереднених швидкостей у порівнянні з рівномірним рухом.

Приведені дані підтверджують висновок про те, що із зменшенням параметра f , величина гідравлічного коефіцієнта тертя збірного трубопроводу $\lambda_{зб}$ повинна збільшуватись. І, навпаки, при збільшенні f , коефіцієнт $\lambda_{зб}$ буде зменшуватися. Повинно існувати граничне значення f , при перевищенні якого, вплив приєднуваного потоку на основний не буде змінюватись і досягне постійного значення. З рис.4 також слідує, що у відносно короткому збірному трубопроводі, який працює без транзиту (із заглушеним початковим перерізом), відношення $\frac{U_0}{V}$ стає практично незмінним вже при $f = 1,7$. Та ж сама величина граничного значення конструктивного параметра $f_{гп}$ у відносно коротких збірниках отримана нами в роботах [1,2,3], при теоретичному аналізі основних математичних залежностей, що описують рух рідини в даних трубопроводах.

В першому наближенні вплив втікаючих струминок на основний потік можна представити як умовне збільшення висоти виступів шорсткості стінок каналу. Причому, висота цих виступів буде змінною і залежати від конструктивних параметрів збірного трубопроводу ζ_1 і f . При цьому, верхня границя зони виступів приймається не жорсткою, а гнучкою і рухливою.

Втікаючі струминки відтісняють основний потік від стінок трубопроводу, що викликає певне збільшення осереднених швидкостей в ядрі основного транзитного потоку в порівнянні з рівномірним рухом.

Граничну величину відстані y_δ від стінки трубопроводу до зони розпаду втікаючих в трубу струминок рекомендується знаходити за графіком на рис.6.

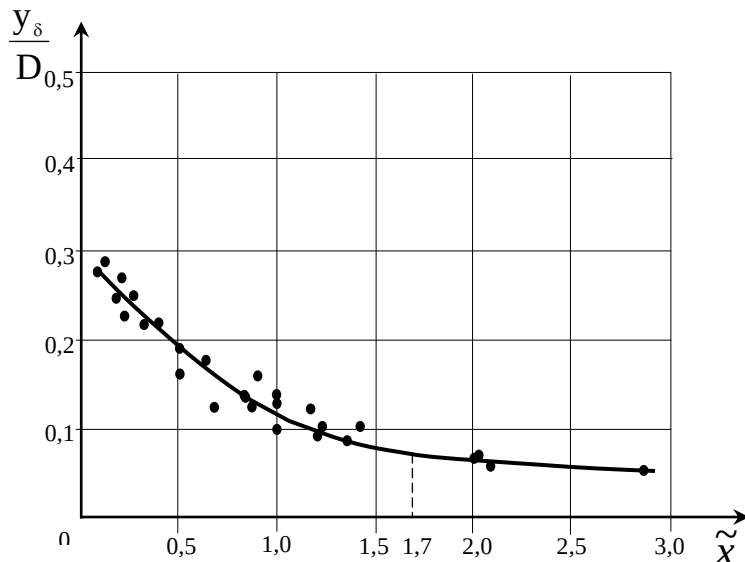


Рис.6. Зміна розмірів пристінної зони y_δ від параметру $\tilde{x}$ за довжиною збірної труби

З останнього слідує, що величина y_δ змінюється за довжиною. При цьому максимальне значення y_δ має місце в початкових перерізах труби (при симетричному розташуванні отворів перфорації навіть до величини $y_\delta = 0,5D$). Із збільшенням параметра $\tilde{x}$ розміри пристінної зони поступово зменшуються і, при значеннях $\tilde{x} = 1,7$, стають практично постійними і рівними $0,07D$. Ця обставина свідчить про те, що в цьому випадку вплив приєднуваного потоку на основний стає постійним за довжиною. Даний висновок добре підтверджується графіком на рис.4, де при $\tilde{x} \geq 1,7$ відношення $\frac{U_0}{V}$ залишається постійним. Таким чином, можна очікувати, що і гідравлічний коефіцієнт тертя на цих ділянках також повинен бути постійним.

Емпірична залежність по визначенню y_δ пропонується у вигляді

$$\frac{y_\delta}{r} = 1 - 0,86th(k\tilde{x}), \quad (7)$$

де r – радіус трубопроводу.

Степінь деформованості епюр осереднених швидкостей в перерізах збірних труб оцінювалась величиною коефіцієнтів Коріоліса (α) і Бусінеска (α_0). Результати дослідів показали, що дані коефіцієнти змінні за довжиною напірного каналу і залежать від конструктивного параметра f . Меншим значенням f відповідають більші величини α і α_0 .

Характеризуючи роботу збірних труб в цілому, а також приймаючи до уваги діапазон зміни конструктивних характеристик реальних систем, для інженерних розрахунків рекомендується приймати $\alpha \approx 1,3$; $\alpha_0 \approx 1,1$.

Список літератури

1. Василенко А.А., Кравчук А.М. Гидравлический расчет перфорированных сборных трубопроводов произвольной длины. //Гидравлика и гидротехника. – 1986. – Вып. 43. – С. 70 – 73.
2. Определение коэффициента гидравлического трения в перфорированных сборных трубопроводах.//Гидравлика и гидротехника. – 1984. – Вып. 38. – С. 32 - 36.
3. Спеціальні питання гідравліки систем водопостачання і водовідведення. Навчальний посібник.– К.: ВІПОЛ, 1993. – 136 с.

Надійшло до редакції 22.05.2016

УДК 532.542

С.И. КРИЛЬ, доктор технических наук
В.П. БЕРМАН, доктор технических наук
Институт гидромеханики НАН Украины

О МЕТОДИКЕ ГИДРАВЛИЧЕСКОГО РАСЧЕТА ПУЛЬПОПРОВОДОВ, ПЕРЕКАЧИВАЮЩИХ ТЯЖЕЛЫЕ СЫПУЧИЕ МАТЕРИАЛЫ

Здійснено узагальнення раніше розробленої методики гідравлічного розрахунку пульпопроводів на випадок гідротранспортування важких дисперсних матеріалів густиною понад 8000 кг/м^3 . Наведено результати експериментальних досліджень гідротранспорту такого роду твердих матеріалів і показана цілком задовільна збіжність розрахункових значень основних параметрів гідротранспортування з дослідними даними.

Встановлено, що запропонована в даній роботі методика розрахунку прийнятна для широкого класу суспензій і різних умов транспортування, а також може служити основою для аеродинамічного розрахунку систем високонапірного і традиційного пневмотранспорту.

Ключові слова: важкий дисперсний матеріал, гідро – і пневмотранспорт, методика розрахунку.

Осуществлено обобщение ранее разработанной методики гидравлического расчета пульпопроводов на случай гидротранспортирования тяжелых дисперсных материалов плотностью более 8000 кг/м^3 . Приведены результаты экспериментальных

исследований гидротранспорта такого рода дисперсных материалов и показано вполне удовлетворительное совпадение расчетных значений основных параметров гидротранспортирования с опытными данными.

Установлено, что предложенная в данной работе методика расчета приемлема для широкого класса суспензий и разных условий гидротранспортирования, а также может служить основой для аэродинамического расчета систем высоконапорного и традиционного пневмотранспорта.

Ключевые слова: тяжелый дисперсный материал, гидро- и пневмотранспорт, методика расчета.

In this paper the attempt is given to summarize the previously developed method for calculation of the main parameters of traditional hydraulic transport for transportation suspensions with density of solids particles more than 800 kg/m^3 . The results are presented on experimental studies of such kind of dispersion material, and also quite good correlation between calculation and experimental data has been shown.

It is found that the proposed in this paper the method of calculation can be successfully applied for a wide class of suspensions and for different conditions of hydrotransportation, and this method can also serve as a base for aerodynamics calculations of the high-pressure and traditional pneumatic pipeline systems.

Key words: heavy dispersion material, hydraulic and pneumatic transport, method of calculation.

В настоящее время помимо уже решенных задач в области трубопроводного гидротранспорта твердых дисперсных материалов возникают принципиально новые научно-технические проблемы. Они связаны с вопросами практики, поэтому решение их имеет важное прикладное значение. Особенно большой интерес проявляется к проблеме трубопроводного гидротранспорта сверхтяжелых сыпучих материалов с плотностью частиц не менее 8000 кг/м^3 . Для проектирования такого рода гидротранспортных систем и обеспечения надежности и эффективности их работы необходима научно обоснованная инженерная методика гидравлического расчета этих систем, созданная на основе специальных теоретических и экспериментальных исследований.

Основными гидравлическими параметрами, которые необходимо определить при проектировании гидротранспортной системы, являются удельные потери напора на трение и критическая скорость гидротранспортирования. Для их расчетов появилось много различных и в большинстве своем эмпирических формул весьма ограниченной области применения. Ограниченность, а в некоторых случаях и недопустимо низкая степень точности предложенных формул и чрезвычайно большое разнообразие сыпучих материалов на практике не всегда позволяет выбрать

расчетную зависимость, соответствующую условиям данного объекта проектирования.

Как известно, удельные гидравлические сопротивления и критическая скорость гидротранспортирования тесно связаны с кинематической структурой потока. Следовательно, одним из перспективных путей создания научно обоснованной обобщенной методики гидравлического расчета пульпопроводов, пригодной для практического использования в широком диапазоне изменения условий гидротранспортирования, является установление связи вышеуказанных гидравлических параметров с полями осредненных концентраций и скоростей в напорных взвесенесущих потоках. Такой путь избран в [1]. В этой работе получила развитие общая теория турбулентных взвесенесущих потоков, построены на ее основе с учетом экспериментальных данных физические модели течения гидросмесей в трубах, получены полуэмпирические зависимости для определения полей концентрации взвеси и осредненных скоростей движения жидкой и твердой фаз, расходной объемной концентрации гидросмеси, а также связанных с этими полями удельных гидравлических сопротивлений и критической скорости гидротранспортирования.

Расчетные зависимости для удельных потерь напора на трение I и критической скорости гидротранспортирования $V_{кр}$, полученные в [1], имеют вид

$$I = \frac{\rho_0}{\rho} \frac{\lambda}{(1-a)\omega^2} \frac{v^2}{2gD} + (\Delta_s - 1) S \frac{W_s}{V} (1-S)^n \varphi; \quad (1)$$

$$V_{кр} = \left(\frac{D}{D_*}\right)^m \alpha \frac{(Re_*^{1/8} + 0,791) V_f}{(Re_*^{1/8} + 0,791) \beta_*}; \quad (2)$$

$$V_f = 3,94 \left[\frac{k_0 \sigma (\Delta_s - 1) S_m h_{кр}}{1 + \alpha_{кр}} \right]^{4/7} \cdot \frac{(1 - \alpha_{кр})^{5/7} g^{4/7} D_*^{5/7}}{((\rho_0/\rho)_{кр}^2 (\Psi_0)_{кр})^{1/4} v^{1/7}}. \quad (3)$$

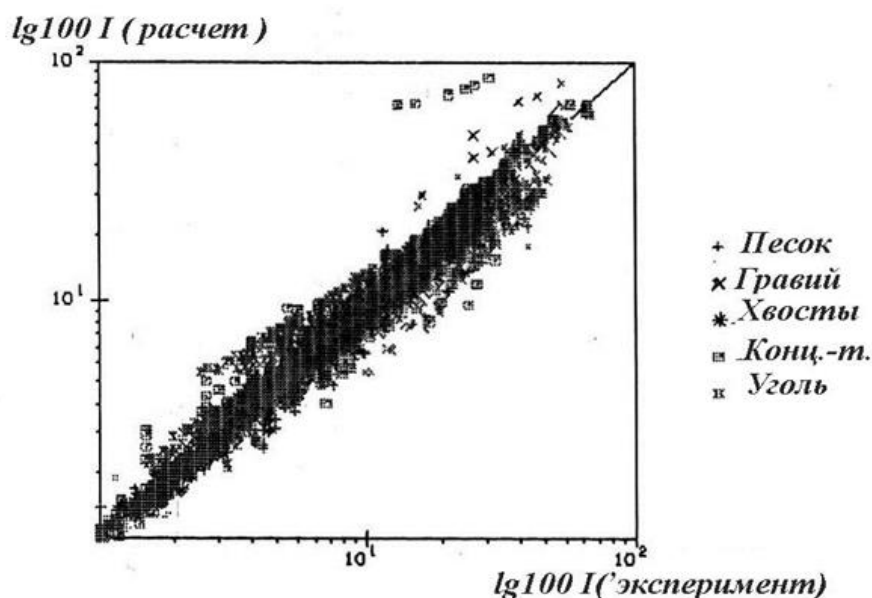
В уравнениях (1) – (3) приняты следующие обозначения: ρ_0 – средняя плотность гидросмеси у верхней стенки трубы; ρ – плотность несущей жидкости; λ – гидравлический коэффициент трения; a и ω – параметры, характеризующие асимметрию скоростного поля в потоке гидросмеси; n – полуэмпирический коэффициент (функция числа Рейнольдса для твердых частиц); V – средняя скорость потока; g – ускорение свободного падения; D – внутренний диаметр трубопровода; Δ_s – отношение плотности твердых частиц ρ_s к плотности несущей жидкости ρ ; W_s – средняя скорость осаждения твердых частиц; S – средняя объемная концентрация твердых частиц в потоке; φ – параметр, учитывающий неравномерность распределения концентрации по глубине потока; D_* – приведенный диаметр трубопровода; $D_* = 0,1\text{м}$; $Re_* = V_f D_*/\nu$ – число Рейнольдса; ν – кинематическая вязкость несущей жидкости; k_0 – коэффициент трения скольжения твердых частиц о нижнюю стенку трубы; σ – параметр, учитывающий влияние мелких фракций на величину коэффициента k_0 ; S_m – предельно возможная объемная предельная концентрация твердых частиц в потоке; $h_{кр}$ – безразмерная толщина высококонцентрированного донного слоя твердых частиц в

критическом режиме гидротранспортирования; Ψ_0 – отношение вязкости гидросмеси к вязкости жидкости у верхней стенки трубы; $\alpha_{кр}$, β – коэффициенты, характеризующие смещение кинематической оси потока вверх по отношению к оси трубы в режиме критической скорости.

Формула (1), в сущности, представляет собой обобщенную формулу Дарси для напорных взвесенесущих потоков, которая не учитывает величину удельных гидравлических сопротивлений для потока воды, чем принципиально отличается по своей структуре от соответствующих формул, предложенных ранее другими авторами. Лишь в предельном случае, когда концентрация твердых частиц в потоке равна нулю, из (1) получается обычная формула Дарси для потока однородной жидкости. Характерной особенностью формулы (1), отличающих ее от формул других авторов, является и то, что она физически обоснованно связывает величину I с кинематикой взвесенесущего потока. Влияние твердых частиц на удельные потери напора на трение проявляется в основном через обобщенный параметр асимметрии скоростного поля $(1 - a)\omega^2$.

Что касается формулы (2), совместно с (3), то она описывает критический режим гидротранспортирования как граничный, разделяющий устойчивые (без заиливания) и неустойчивые (с заиливанием) режимы движения гидросмесей по горизонтальным трубам. В критическом режиме должно выполняться предельное динамическое равновесие между потоком смеси в целом и сплошным потоком твердых частиц, перемещающихся у дна трубы. Формула (2) получена впервые, исходя из условия вышеуказанного динамического равновесия, чем и определяется ее физическая обоснованность. Влияние твердых частиц на величину $V_{кр}$ проявляется в основном через параметры k_0 , σ , Δ_s , $\alpha_{кр}$ и $h_{кр}$.

Для проверки достоверности формул (1) – (3) использован обширный экспериментальный материал по измерению удельных потерь напора на трение и критической скорости гидротранспортирования, полученный в результате лабораторных и натурных исследований гидротранспорта многих дисперсных твердых материалов в трубопроводах различных диаметров. Было использовано более 1000 экспериментальных данных, полученных отечественными и зарубежными авторами. При этом средняя крупность твердых частиц изменялась от 0,05 до 15,4 мм, а относительная плотность Δ_s – от 1,57 до 5,37. Проходной диаметр трубы изменялся в диапазоне 24...1000 мм. Средняя объемная концентрация гидросмеси равнялась 0,02...0,36, а средняя скорость потока изменялась от $V_{кр}$ до $2,5V_{кр}$ и больше. Выполненные в [1-3] многочисленные сравнения расчетных, полученных по (1)–(3), и экспериментальных значений удельных гидравлических сопротивлений и критической скорости гидротранспортирования показали вполне удовлетворительное соответствие между ними. На рис. 1 в качестве примера приведены результаты сравнения, касающиеся удельных гидравлических сопротивлений.



Средняя квадратичная ошибка 20.16 %

Рис. 1. Сравнение экспериментальных и расчетных данных
(логарифмические координаты)

В данном случае среднее квадратичное отклонение расчетных значений от опытных составляет 20,16%, включая погрешности измерений.

Кроме того, на рис. 2 и 3 показаны зависимости удельных гидравлических сопротивлений от средней скорости потока при различных объемных концентрациях гидросмеси и зависимости критической скорости и соответствующих ей удельных гидравлических сопротивлений от средней объемной концентрации для некоторых твердых материалов. На этих рисунках сплошные линии – расчет по методике [1], а точки – экспериментальные данные, заимствованные из соответствующих источников.

Таким образом, из приведенных результатов проверки достоверности формул (1)–(3) следует, что разработанная в [1] методика гидравлического расчета пульпопроводов приемлема для практического использования в широком диапазоне изменения условий гидротранспортирования. Поэтому имеются основания предположить, что эта методика расчета приемлема и для сверхтяжелых дисперсных материалов. Чтобы убедиться в правомерности данного предположения, желательно было бы проверить достоверность формул (1)–(3) на соответствующих данных для такого рода материалов. Поскольку такие данные нам неизвестны, для проведения экспериментов был изготовлен специальный стенд, оборудованный транспортным трубопроводом диаметром $D = 54$ мм. Схема экспериментального стенда приведена на рис. 4.

В качестве сверхтяжелого материала использовался мелкодисперсный медный порошок средней крупностью $d_s = 0,042$ мм и плотностью $\rho_s = 8777$ кг/м³.

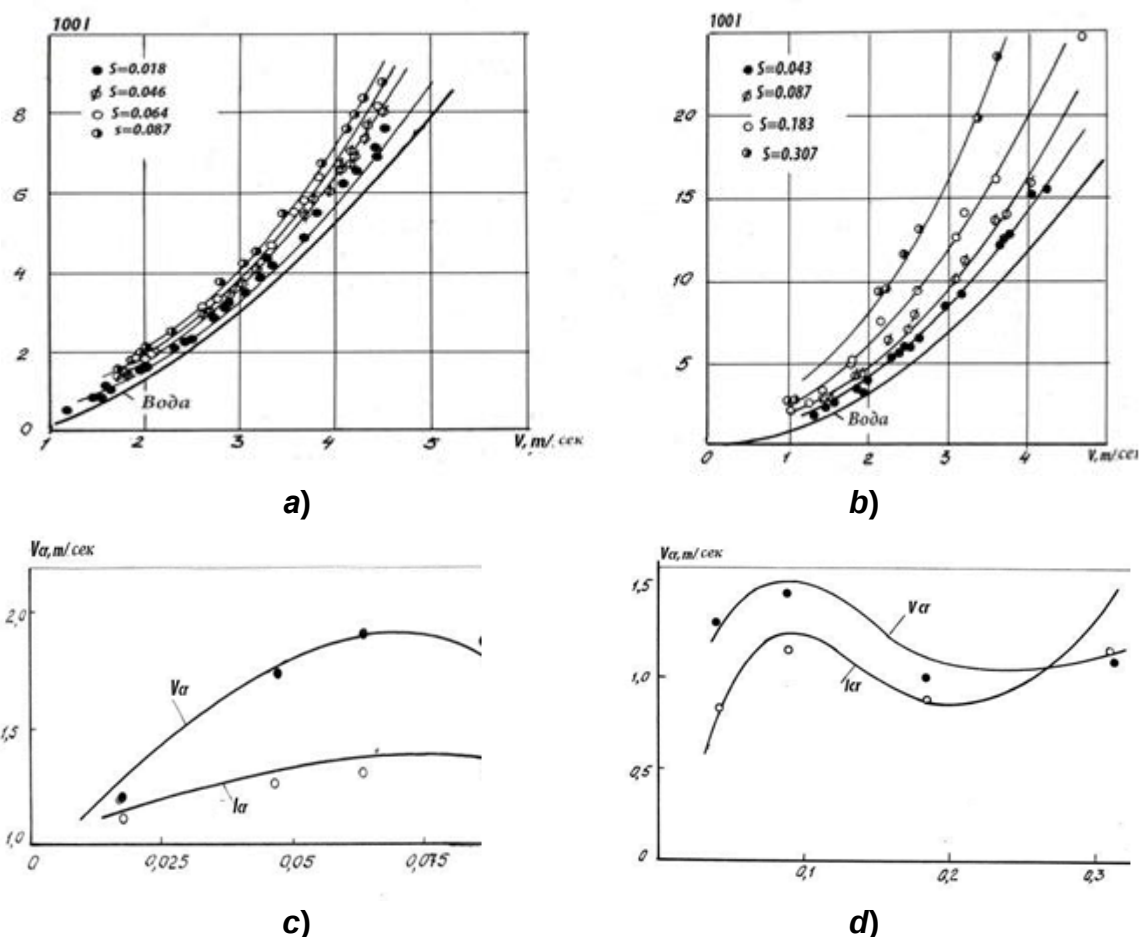
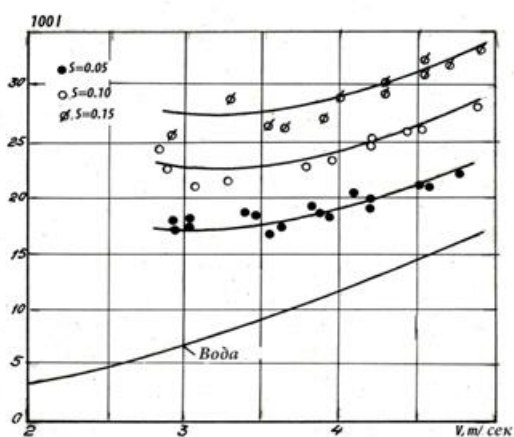


Рис. 2. Зависимости (a-b) удельных потерь напора на трение I от средней скорости гидросмеси V ; зависимости (c-d) критической скорости $V_{кр}$ и соответствующих потерь напора на трение $I_{кр}$ от средней объемной концентрации S при движении гидросмеси.

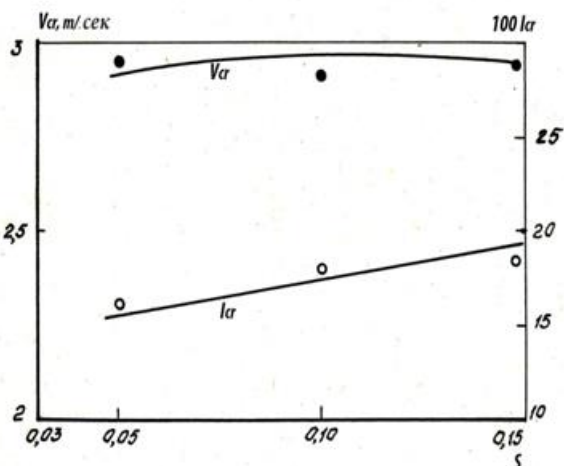
(a-c) – диаметр трубопровода $D = 206$ мм; (b-d) – диаметр трубопровода $D = 103$ мм. Материал – концентрат железной руды. $\rho_s = 4450$ кг/м³ и $d_s = 0,058$ мм; сплошные кривые – расчет, точки – экспериментальные значения [4]

Не останавливаясь на описании методики проведения исследований, отметим лишь, что эксперименты проводились в диапазоне изменения средней скорости потока $V_{кр} \leq V \leq 4$ м/с и средней объемной концентрации $0 \leq S \leq 0,37$. При этом особое внимание уделялось изучению критического режима гидротранспортирования как наиболее энергетически выгодного.

На рис. 5 показано графическое изображение зависимостей $I_{кр}$ и $V_{кр}$ от концентрации S , полученных экспериментально и расчетным путем в соответствии с методикой расчета [1]. Полученные результаты еще раз убеждают в достоверности и универсальности этой методики расчета.



a)



b)

Рис. 3. Зависимость (a) удельных потерь на трение I от средней скорости V и зависимость (b) критической скорости $V_{кр}$ и соответствующих потерь на трение $I_{кр}$ от средней объемной концентрации S при движении гидросмеси в трубопроводе $D = 103$ мм. Материал – окалина: $\rho_s = 5370$ кг/м³ и $d_s = 1,41$ мм; сплошные кривые – расчет, точки – экспериментальные значения [5].

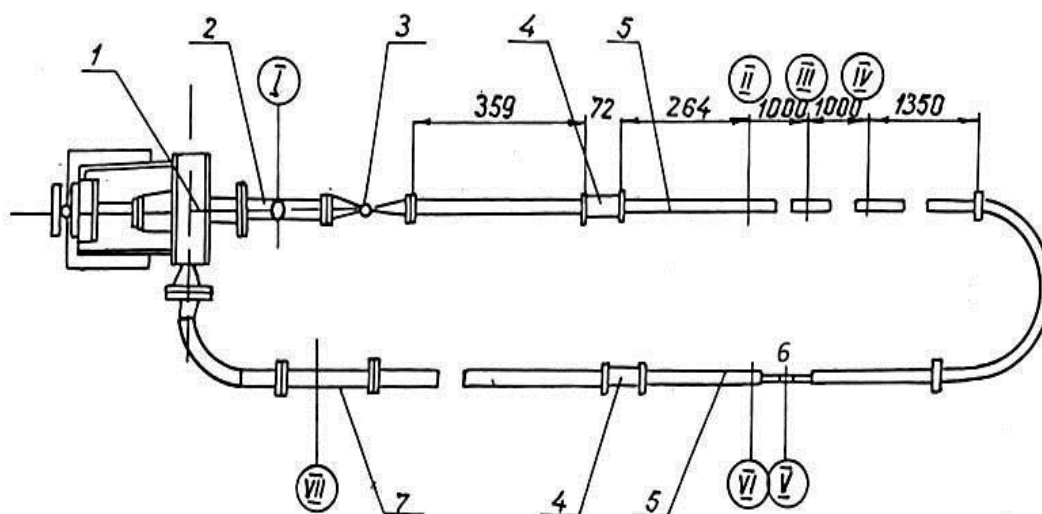


Рис. 4. Схема экспериментального стенда.

1 – загрузочный бункер; 2 – всасывающий патрубок насоса; 3 – кран переключатель; 4 – прозрачные вставки; 5 – транспортный трубопровод;
6 – измеритель расхода; 7 – вставка.

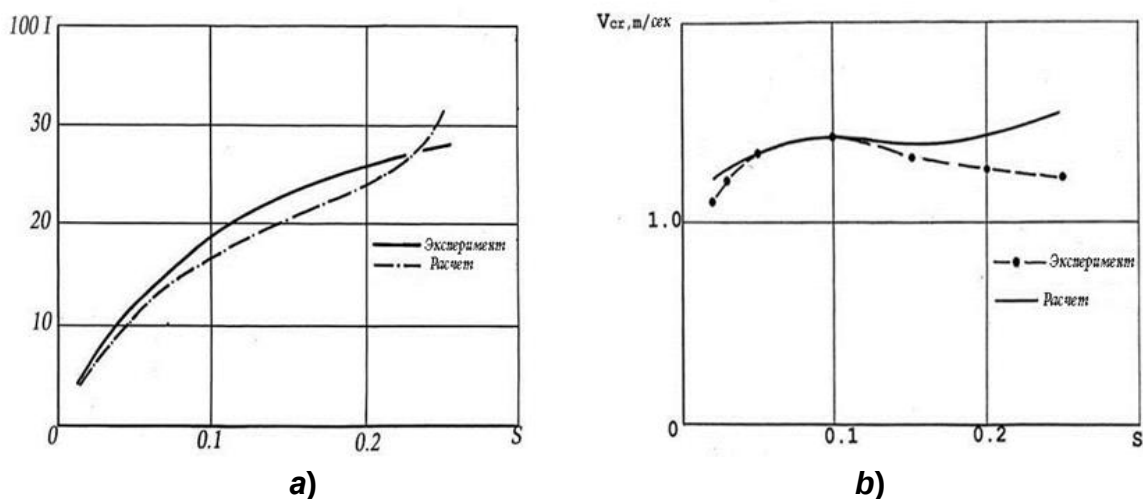


Рис. 5. Зависимость (а) – удельных гидравлических сопротивлений $I_{кр}$ и (б) – критической скорости $V_{кр}$ от концентрации S . Материал – медный порошок: $d_s = 0,042\text{мм}$ $\rho_s = 8777\text{кг/м}^3$

В ближайшей перспективе намечается провести аналогичные исследования с еще более тяжелым материалом, в частности, мелкозернистым вольфрамом плотностью $\rho_s = 19000\text{ кг/м}^3$.

Попутно отметим еще одну научно-техническую проблему развития трубопроводного транспорта твердых дисперсных материалов.

В настоящее время, в связи с обострившейся транспортной проблемой, многими специалистами обсуждается идея о возможности использования существующих газовых магистралей для пневмотранспорта угля и других дисперсных материалов в потоке различных газовых носителей.

Давление в таких системах может достигать порядка 100атм, а сам вид такого транспорта получил название – высоконапорный пневмотранспорт. Для создания такого рода пневмотранспортных систем необходимо предварительно решить целый комплекс задач, в том числе задачу, связанную с разработкой методики аэродинамического расчета этих систем. Тогда можно будет определить необходимые рабочие характеристики системы (массовый расход, давление, критическую скорость и пр.), что позволит уже на стадии проектирования оценить принципиальную возможность, перспективность и надежность внедрения такого способа транспортирования. Этот вид транспорта изучается на протяжении последних лет многими научными организациями, в том числе Институтом гидромеханики НАН Украины [6-8].

К настоящему времени нами разработаны численные алгоритмы решения задач высоконапорного пневмотранспорта. При этом было установлено, что для замыкания полученной системы дифференциальных уравнений неравномерного или неустановившегося напорного одномерного движения газозвеси при высоких давлениях необходимо в качестве отдельной подпрограммы разработать научно обоснованную методику

расчета основных параметров движения газозвеси в трубах без учета сжимаемости несущей среды. При этом была использована вышеизложенная методика расчета гидротранспорта, несмотря на то, что относительная плотность твердых частиц при высоконапорном пневмотранспорте на 2 порядка может превышать относительную плотность тех же твердых частиц при гидротранспорте.

Прямое доказательство того, насколько достоверной и обоснованной в данном случае будет разработанная методика расчета высоконапорного пневмотранспорта, является пока невозможным из-за отсутствия в настоящее время экспериментальных данных по этому виду транспорта. Тем не менее, говоря о приемлемости рассматриваемой методики расчета к высоконапорному пневмотранспорту, желательно предварительно проверить достоверность ее хотя бы на случай обычного пневмотранспорта при сравнительно небольших давлениях 5...10 атм, в области исследования которого уже разработаны методы расчета основных параметров пневмотранспортирования. Именно такой путь был избран нами для предварительной проверки достоверности методики расчета [1] в случае пневмотранспорта. Для заданного конкретного дисперсного материала расчетные значения параметров пневмотранспортирования, полученные по методике [1] сопоставлялись с соответствующими расчетными значениями, полученными по известным в литературе методикам расчета обычного пневмотранспорта [6-8].

Для определенности, в качестве дисперсного материала был выбран мелкозернистый уголь плотностью 1500 кг/м^3 и средней крупностью $d_s = 0,085 \text{ мм}$. В качестве примера результаты такой проверки представлены на рис. 6.

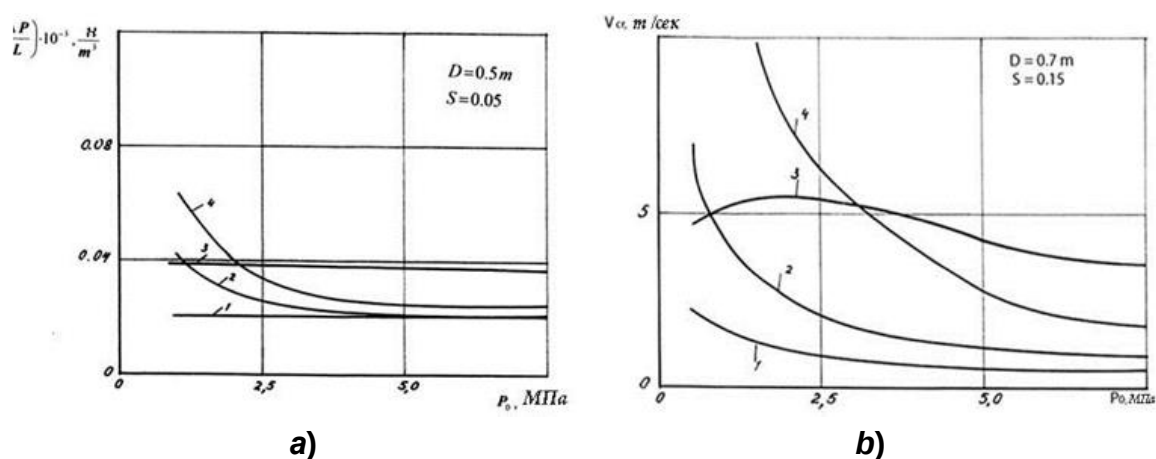


Рис. 6. Зависимость удельных гидравлических сопротивлений (а) и критической скорости пневмотранспортирования (б) от начального рабочего давления P_0 :

- (а) 1 – расчет согласно [9]; 2 – расчет согласно [12];
3 – наши расчеты; 4 – расчет согласно [11]
(б) 1 - расчет согласно [10]; 2 – расчет согласно [9];
3 – наши расчеты; 4 – расчет согласно [11]

Как видно на этом рисунке, расчетные кривые удельных потерь давления и критической скорости пневмотранспортирования, полученные по методике [1], вполне удовлетворительно согласуются с соответствующими расчетными кривыми, полученными по известным методикам расчета пневмотранспорта при обычных давлениях. Следовательно, имеются основания полагать, что параметры пневмотранспортирования при сверхвысоких давлениях в первом приближении могут быть определены согласно предложенному нами алгоритму, в основу которого положена обобщенная методика расчета гидротранспорта [1].

Список литературы

1. *Криль С.И.* Напорные взвесенесущие потоки. – К.: Наукова Думка, 1990. – 159 с.
2. *Bournasky E., Berman V., Kril S.* Calculation of steady and transient slurry pipeline flow // *Water Problems*, № 28. – Bulgaria, Sofia, 1996. – P.59-66.
3. *Sobota J., Boczarski S., Kril S., Berman V.* Calculation principle of global parameters for pipeline hydrotransport. Part I // *Unified Experimental data and calculation methods of pipeline hydrotransport*. – *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniszej we Wroclawiu, Inzynieria Srodowiska VIII*. – 1996. – P.209-223.
4. *Коберник С.Г., Войтенко В.И.* Напорный гидротранспорт хвостов горнообогатительных комбинатов. – К.: Наук.думка, 1967. – 140 с.
5. *Разработать* методику гидравлического расчета комплекса узлов установки напорно-принудительного удаления окалины и транспортного трубопровода. // *Отчет Института гидромеханики АН УССР*. – К., 1979. – 64 с.
6. *Берман В.П., Орлова Л.С.* К вопросу о пневмотранспорте угля в магистральных газопровода // *Гидромеханика*. – К., 1993. – №67. – С.91-94.
7. *Kril S., Berman V.* Numerical Simulation of Flow of Suspensions of Matter in Gas in Pipes under High Pressures // *International Journal of Fluid Mechanics Research*. – Vol.23, 1996. – P.22-29.
8. *Kril S., Berman V.* Equations of Turbulent Gas/Solids Flow // *International Journal of Fluid Mechanics Research*. – Vol.27, № 1. – 2000. – P.43-55.
9. *Соловьев М.* К вопросу взвешивания и транспортирования зернистого материала в горизонтальном трубопроводе // *Инженерно-физический журнал*, т.VII. – М., 1970. – С.62-66.
10. *Сакс С.* Определение критической скорости взвесенесущего потока // *Инженерно-физический журнал*, т.XVIII. – №5. – М., 1970. – С.832-837.
11. *Смолдырев А.* Гидро- и пневмотранспорт // *Металлургия*. – М., 1975. – 384 с.
12. *Hydraulic and fluid mechanics* // *Proceeding of the First Australian Conference*. University of Western Australia, 1964. – 503 p.

Надійшло до редакції 13.04.2016

Наукове видання

ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ, ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ГІДРАВЛІКИ

Науково-технічний збірник

Випуск 26

Коректура та комп'ютерна верстка *Аргатенко Т.В.*