

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ

ПРОБЛЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ, ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ГІДРАВЛІКИ

Науково-технічний збірник

Випуск 25

Науково-технічний збірник
засновано в 2002 р.

Київ 2015

УДК 628.1+628.2+532.5

Головний редактор *О.С. Волошкіна*

Заступник головного редактора *А.М. Кравчук*

Відповідальний секретар *Т.В. Аргатенко*

Заступник відповідального секретаря *Ю.Д. Копаниця*

Редакційна колегія:

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

Рекомендовано до випуску вченою радою Київського національного університету будівництва і архітектури 27 листопада 2015 року, протокол №39.

Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 25. /Головний редактор О.С.Волошкіна. – К.: КНУБА, 2013. – 324 с.

Збірник видано за сприяння Представництва Польської академії наук в м.Києві.

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, 2015

ЗМІСТ

<i>Аксьонова І.М.</i> Ідентифікація хвильових явищ у біохімічних процесах очищення стічних вод.....	10
<i>Антикова Ю.В., Коцар О. М., Мандельштам О.С.</i> Біогазові комплекси закритого типу на біомасі відходів тваринництва як елементи забезпечення регіонального розвитку.....	14
<i>Аргатенко Т.В.</i> Фотоелектричний контроль рівня води в сатураторі при напірній флотації стічних вод.....	21
<i>Бабенко С.П.</i> Оцінка факторів що впливають на ефект освітлення в тонкошарових відстійниках.....	24
<i>Балло Я.В.</i> Підвищення ефективності роботи внутрішнього протипожежного водопроводу додаванням до води рідкого натрієвого скла.....	29
<i>Бєляєв М.М., Нечитайло М.П., Антонов А.О.</i> Обробка осадів стічних вод за допомогою метанового бродиння – шляхи поліпшення технології.....	37
<i>Босак М. П., Гвоздецький О.Г.</i> Врахування інерційності та ежекції потоку в розрахунках трубчасто-щілинного водозабору.....	43
<i>Булгакова О.В.</i> Озонування, як метод боротьби з нитчастим спуханням активного мулу.....	51
<i>Василенко С.Л.</i> Геоинформационная поддержка экологической безопасности водоснабжения и водоотведения.....	55
<i>Величко С.В., Дупляк О.В.</i> Врахування підпорів в вузлах впадіння бокових притоків в основну річку.....	65
<i>Грабовський П.О., Ларкіна Г.М., Прогульний В.І.</i> Високоякісна питна вода для населення.....	69
<i>Епоян С.М., Карагяур А.С., Бабенко С.П.</i> Вплив пористої структури зерна адсорбенту на ефективність адсорбційної очистки.....	76
<i>Епоян С.М., Мовчан С.И.</i> Методи та споруди для підвищення ефективності роботи систем виробничого водопостачання.....	84
<i>Жук В.М., Вовк Л.І., Попадюк І.Ю., Матлай І.І.</i> Застосування оглядових колодязів для регулювання дощового стоку з малих урбанізованих територій.....	92
<i>Жукова О.Г.</i> Кліматична обумовленість сучасних змін водного режиму басейну Кальміус.....	99
<i>Константинов Ю.М., Гіжа О.О.</i> Розрахунки напірних трубопроводів за швидкісними та витратними характеристиками.....	104
<i>Кочетов Г.М., Самченко Д.М., Ковальчук О.Ю., Пасько А.В.</i> Комплексна утилізація промислових відходів, які містять сполуки заліза, в лужних цементах.....	112
<i>Кравчук А.М., Кравчук О.Я.</i> До методики гідравлічного розрахунку напірних перфорованих розподільчих трубопроводів систем водопостачання та водовідведення.....	117
<i>Кремез В.С., Штамковський В.Є.</i> Особливості математичного моделювання фільтрації підземних вод в хімічно-суфозійних ґрунтах.....	125

<i>Кріль С.І., Скороход І.В., Фадеїчев В.В., Орлова Л.С.</i>	
До питання про визначення витратної характеристики ерліфта на основі гідравлічних рівнянь течії газорідних сумішей у вертикальних трубах.....	131
<i>Крисінська Д.О.</i> Визначення потенційного ризику як основного показника оцінки якості питної води.....	137
<i>Кукла І.О.</i> Аналіз зміни рівнів ґрунтових вод в Херсонській області за період 1975-2015 роки.....	143
<i>Мацієвська О.О.</i> Концентрація заліза загального у воді розподільної мережі централізованого водопостачання м. Львів	147
<i>Меленчук М.С., Удод В.М.</i> Аналіз хімічного складу води річки Рось.....	152
<i>Михайленко В. Г., Антонець Ю.А.</i> Суворість правил приймання стоків у каналізації населених пунктів України – благо чи зло?.....	164
<i>Нечитайло М.П., Бєляєв М.М.</i> Чисельне моделювання закупорки пори ультрафільтраційної мембрани при її модифікації.....	169
<i>Нечитайло Н.П., Косяк Е.Н.</i> Реагентна обробка води в оборотних системах водопостачання.....	175
<i>Нор В.В., Хомутецька Т.П.</i> Дослідження ефективності застосування частотного регулювання насосів в системах водопостачання.....	179
<i>Олександренко О.П., Кочетов Г.М.</i> Удосконалення очищення стічних вод від сполук хрому методом феритизації.....	186
<i>Олійник О.Я., Айрапетян Т.С.</i> Розрахунок процесу біологічного очищення стічних вод в аеротенку-витискувачі з закріпленим біоценозом.....	192
<i>Орлов В.О., Зошук В.О., Яцунов С.О.</i>	
Гідроавтоматичні пінополістирольні фільтри.....	198
<i>Петроченко О.В.</i> Дослідження процесу забруднення води продуктами внутрішньої корозії в групових сільськогосподарських водопроводах.....	205
<i>Поляков В.Л.</i> Про теорію теорії плоскорадіального фільтрування та її деяких застосуваннях.....	217
<i>Поляков В.Л., Кравчук А.А.</i> Про гідравліку водоочисних безнапірних фільтрів на початкових стадіях фільтрування.....	223
<i>Росінський В. М., Саблій Л. А.</i> Інтенсифікація біологічного очищення стічних вод, що містять поверхнево-активні речовини.....	232
<i>Сизоненко Г.А.</i> Перспективи розширеного використання підземних вод в Україні.....	239
<i>Смирнов О.В., Юрченко В.О.</i> Вплив окисно-відновного потенціалу середовища на міграцію фосфору в системі активний мул-стічна вода на біологічних очисних спорудах.....	244
<i>Терновцев О.В., Малецький В.С.</i> Фотокаталізатор TiO_2 , УФ установка знезараження води з використанням TiO_2	251
<i>Троянович К.</i> Роль технології деамоніфікації в новій концепції очищення стічних вод.....	257
<i>Тугай А.М., Пікуль Ю.М.</i> Водопостачання населених пунктів в умовах значного зниження водоспоживання.....	267

<i>Хомутецька Т.П.</i> Шляхи забезпечення ефективної роботи підприємств водопостачання.....	273
<i>Чарний Д.В., Чернова Н.М.</i> Дослідження каталітичної плівки на зернах фільтруючого завантаження та процеси, що викликають її утворення.....	279
<i>Чернюк В. В., Іванів В. В.</i> Стенд для дослідження притоку в напірний трубопровід-збирач, прокладений у потоці рідини.....	286
<i>Юрков Є.В., Бондаренко Н.В., Юрков О.Д.</i> Розчинення недопаленого доломіту в режимі фільтрування води.....	294
<i>Юрков О.Д.</i> Використання магніймістких матеріалів в технології водопідготовки.....	305
<i>Юрченко В.О., Михайленко В.Г., Антонов О.В., Князева О.І.</i> Безстічна переробка відпрацьованих вод гідрофрекінгу.....	314

СОДЕРЖАНИЕ

<i>Аксенова И.Н.</i> Идентификация волновых явлений в биохимических процессах очистки сточных вод.....	10
<i>Антикова Ю.В., Коцарь О.М., Мандельштам О.С.</i> Биогазовые комплексы закрытого типа на биомассе отходов животноводства как элементы обеспечения регионального развития.....	14
<i>Аргатенко Т.В.</i> Фотоэлектрический контроль уровня воды в сатураторе при напорной флотации сточных вод.....	21
<i>Бабенко С.П.</i> Оценка факторов, влияющих на эффект осветления воды в тонкослойных отстойниках.....	24
<i>Балло Я.В.</i> Підвищення ефективності роботи внутрішнього протипожежного водопроводу додаванням до води рідкого натрієвого скла.....	29
<i>Беляев Н.Н., Нечитайло Н.П., Антонов А.О.</i> Обработка осадков сточных вод при помощи метанового брожения – пути улучшения технологии.....	37
<i>Босак Н. А., Гвоздецкий О.Г.</i> Учет инерционности и эжекции потока в расчетах трубчато-щелевого водозабора.....	43
<i>Булгакова О.В.</i> Озонирование, как метод борьбы с нитчатым вспуханием активного ила.....	51
<i>Василенко С.Л.</i> Геоинформационная поддержка экологической безопасности водоснабжения и водоотведения.....	55
<i>Величко С.В., Дупляк Е.В.</i> Учет подпора в узлах впадения боковых притоков в основную реку.....	65
<i>Грабовский П.А., Ларкина Г.М., Прогульный В.И.</i> Высококачественная питьевая вода для населения.....	69
<i>Эпоян С.М., Карагяур А.С., Бабенко С.П.</i> Влияние пористой структуры зерна адсорбента на эффективность адсорбционной очистки.....	76
<i>Эпоян С.М., Мовчан С.И.</i> Методы и сооружения для повышения эффективности работы систем производственного водоснабжения.....	84

<i>Жук В.М., Вовк Л.И., Попадюк И.Ю., Матлай И.И.</i>	
Использование смотровых колодцев для регулирования дождевого стока с малых урбанизированных территорий.....	92
<i>Жукова О.Г.</i> Климатическая обусловленность современных изменений водного режима бассейна Кальмиус.....	99
<i>Константинов Ю.М., Гижя Е.А.</i> Расчеты напорных трубопроводов по скоростным и расходным характеристикам.....	104
<i>Кочетов Г.М., Самченко Д.Н., Ковальчук О.Ю., Пасько А.В.</i>	
Комплексная утилизация промышленных отходов, содержащие соединений железа, в щелочных цементах.....	112
<i>Кравчук А.М., Кравчук А.Я.</i> К методике гидравлического расчета напорных перфорированных распределительных трубопроводов систем водоснабжения и водоотведения.....	117
<i>Кремез В.С., Штамковский В.Е.</i> Особенности математического моделирования фильтрации подземных вод в химически-суффозионных грунтах.....	125
<i>Криль С.И., Скороход И.В., Фадеичев В.В., Орлова Л.С.</i> К вопросу об определении расходной характеристики эрлифта на основе гидравлических уравнений течения газожидкостных смесей в вертикальных трубах.....	131
<i>Крисинская Д.А.</i> Определение потенциального риска как основного показателя оценки качества питьевой воды.....	137
<i>Кукла И.А.</i> Анализ изменения уровней грунтовых вод в Херсонской области за период 1975-2015 гг.....	143
<i>Мациевская О.А.</i> Концентрация железа общего в воде распределительной сети централизованного водоснабжения г. Львов.....	147
<i>Меленчук М.С., Удод В.М.</i> Анализ химического состава воды реки Рось.....	152
<i>Михайленко В. Г., Антонец Ю.А.</i> Строгость правил приемки стоков в канализации населенных пунктов Украины – благо или зло?.....	164
<i>Нечитайло Н.П., Беляев Н.Н.</i> Численное моделирование закупорки поры мембраны при ее модификации.....	169
<i>Нечитайло Н.П., Косюк Е.Н.</i> Реагентная обработка воды в оборотных системах водоснабжения.....	175
<i>Нор В.В., Хомутецкая Т.П.</i> Исследование эффективности применения частотного регулирования насосов в системах водоснабжения.....	179
<i>Олександренко О.П., Кочетов Г.М.</i> Совершенствование очистки сточных вод от соединений хрома методом ферритизации.....	186
<i>Олейник А.Я., Айрапетян Т.С.</i> Расчет процесса биологической очистки сточных вод в аэротенке-вытеснителе с прикрепленным биоценозом.....	192
<i>Орлов В.О., Зошук В.О., Яцунов С.О.</i>	
Гидроавтоматические пенополистирольные фильтры.....	198
<i>Петроченко А.В.</i> Исследование процесса загрязнения воды продуктами внутренней коррозии в групповых сельскохозяйственных водопроводах.....	205
<i>Поляков В.Л.</i> О теории плоскорадиального фильтрования и ее некоторых приложениях.....	217

<i>Поляков В.Л., Кравчук А.А.</i> О гидравлике водоочистных безнапорных фильтров на начальных стадиях фильтрования.....	223
<i>Россинский В. Н., Саблий Л. А.</i> Интенсификация биологической очистки сточных вод, содержащих поверхностно-активные вещества.....	232
<i>Сизоненко Г.А.</i> Перспективы расширенного использования подземных вод в Украине.....	239
<i>Смирнов А.В., Юрченко В.А.</i> Влияние окислительно-восстановительного потенциала среды на миграцию фосфора в системе активный ил-сточная вода в биологических очистных сооружениях.....	244
<i>Терновцев А.В, Малецкий В.С.</i> Фотокатализатор TiO_2 , УФ установка обеззараживания воды с использованием TiO_2	251
<i>Троянович К.</i> Роль технологии деаммонификации в новой концепции очистки сточных вод.....	257
<i>Тугай А.М., Пикуль Ю.Н.</i> Водоснабжение населенных пунктов при значительном снижении водопотребления.....	267
<i>Хомутецкая Т.П.</i> Пути обеспечения эффективной работы предприятий водоснабжения.....	273
<i>Чарный Д.В., Чернова Н.М.</i> Исследование каталитической пленки на зернах фильтрующей загрузки и процессы, вызывающие ее образование.....	279
<i>Чернюк В.В., Иванов В.В.</i> Стенд для исследования притока в напорный трубопровод-собираатель, проложенный в потоке жидкости.....	286
<i>Юрков Е.В., Бондаренко Н.В., Юрков А.Д.</i> Растворение недообоженного доломита в режиме фильтрования воды.....	294
<i>Юрков А.Д.</i> Использование магнийсодержащих материалов в технологии водоподготовки.....	305
<i>Юрченко В.А., Михайленко В.Г., Антонов А.В. Князева О.И.</i> Бессточная переработка отработанных вод гидрофрекинга содержание.....	314

CONTENTS

<i>Aksyonova I.</i> Identification of wave phenomena in the biochemical processes of sewage treatment.....	10
<i>Antykova Iu.V., Kotsar O.M., Mandelshtam O.S.</i> Closed biogas plants (CBP) as an element for regional development.....	14
<i>Argatenko T.V.</i> Photoelectric control the water level in the saturator at sewage pressure flotation	21
<i>Babenko S.P.</i> Assessment of factors, that cause the influence on clarifying effect in thin-layer settlers.....	24
<i>Ballo Y.</i> The improvement of internal fire water supply system efficiency by the use of sodium glass liquid.....	29
<i>Belyaev N., Nechitailo N., Antonov A.</i> Treatment of sewage sludge by means of methane fermentation - ways to improve the technology.....	37
<i>Bosak M. P., Hvozdetskiy O. H.</i> Consideration of Inertia and ejection in calculations of Tubular Water Intakes with Apertures.....	43

<i>Bulgakova O.V.</i> Ozonisation as a method of control against filamentous bulking of activated sludge.....	51
<i>Vasilenko S.L.</i> Geoinformation support of environmental safety for water and wastewater systems.....	55
<i>Velychko S.V., Duplyak O.V.</i> Influence of backwater in the sites, where tributaries flow into the main river.....	65
<i>Grabovskiy P.A., Larkina G.M., Progulny V.I.</i> High-quality drinking water for the people.....	69
<i>Epoyan S.M., Karagiaur A.S., Babenko S.P.</i> The influence of the porous structure of the adsorbent grain on the effectiveness of the adsorption purification.....	76
<i>Epoyan S.M., Movchan S.I.</i> Methods and facilities for the increase of effectiveness of industrial water supply systems operation.....	84
<i>Zhuk V.M., Vovk L.I., Popaduk I.Y., Matlay I.I.</i> Using the inspection manholes to regulate stormwater runoff from small urbanized catchments.....	92
<i>Zhukova E.G.</i> The influence of climatic conditions on modern changes of water basin Kalmius regime.....	99
<i>Konstantinov Y.M., Gizha O.O.</i> Calculations of pressure pipelines for speed and consumable characteristics.....	104
<i>Kochetov G., Samchenko D., Kovalchuk O., Pasko A.</i> Complex utilization of industrial waste containing iron compounds in the alkaline cement.....	112
<i>Kravchuk A.M., Kravchuk O.Y.</i> The method of hydraulic calculation of pressure perforated distributing pipelines of water supply and water sewerage systems.....	117
<i>Kremetz V.S., Stamkovskij V.E.</i> Features of mathematical modeling of groundwater filtration in chemical-suffusion soil.....	125
<i>Kril S.I., Skorokhod I.V., Fadeichev V.V., Orlova L.S.</i> On the determination of the flow characteristics of the air-lift hydraulic equations based on the current gas-liquid mixtures in vertical pipes.....	131
<i>Krysinska D.O.</i> Determining potential risk as the main indicator of assessing the quality of drinking water.....	137
<i>Kukla I.O.</i> Analysis of changes groundwater levels in the Kherson region the period 1975-2015 years.....	143
<i>Matsiyevska O.O.</i> Concentration of total iron in the water distribution system of centralized water supply Lviv.....	147
<i>Melenchuk M.S., Udod V.M.</i> Analysis of the chemical composition of water of the river Ros.....	152
<i>Mikhalenko V., Antonets U.</i> The strictness of the rules of admission into the sewers of drains settlements of Ukraine – good or evil?.....	164
<i>Nechitailo N., Belyaev N.</i> Numerical modeling of clogging the pores of the ultrafiltration membrane at its modifications.....	169
<i>Nechitailo N., Kocjuk E.H.</i> Chemical treatment of water for circulating water systems...175	
<i>Nor V.V., Khomutetska T.P.</i> The study of the effectiveness of frequency regulation of pumps in water supply systems.....	179
<i>Oleksandrenko O.P., Kochetov G.M.</i> Improved of wastewater treatment from chromium compounds by ferritisaion method.....	186

<i>Oleynik A.Ya., Airapetian T.S.</i> Calculation of process of biological sewage treatment in plug flow aeration tank with fixed biocenosis.....	192
<i>Orlov V.O., Zoschuk V.O., Yatsunov S.O.</i> Hydroautomatic foam filters.....	198
<i>Petrochenko A.V.</i> Investigation of the process of water contamination internal corrosion products in the group of agricultural water pipes.....	205
<i>Polyakov V.L.</i> On planar radial filtration and its some applications	217
<i>Polyakov V.L., Kravchuk A.A.</i> On hydraulics of water-treatment free-flow filters at the initial stages of filtration.....	223
<i>Rossinskyi V.M., Sablii L. A.</i> The intensification of biological wastewater treatment containing surfactants.....	232
<i>Syzonenko H.A.</i> Prospects for expanded use of groundwater in Ukraine.....	239
<i>Smyrnov O.V., Yurchenko V.O.</i> Influence of environmental redox value to migration of phosphorus in activated sludge – wastewater systems at biological treatment plants.....	244
<i>Ternovtsev A.V, Maletskiy V.S.</i> Photocatalyst TiO_2 , setting UV water disinfection using TiO_2	251
<i>Trojanowicz K.</i> The role of deammonification technology in the new concept of wastewater treatment.....	257
<i>Tuhay A. M., Pikul Yu.M.,</i> The water supply of cities and towns under significant reduction of water consumption.....	267
<i>Khomutetska T.P.</i> Шляхи забезпечення ефективної роботи підприємств водопостачання.....	273
<i>Charniy D.V., Chernova N.M.</i> Catalytic film on filter media grains research and processes that cause its formation.....	279
<i>Cherniuk V. V., Ivaniv V.V.</i> Experimental test-beanches for study of inflow into pressure pipeline-collector laid in a fluid flow.....	286
<i>Jurkov Je.V., Bondarenko N.V., Jurkov A.D.</i> Dissolution not burned dolomite in water filtration mode.....	294
<i>Jurkov A.D.</i> Water treatment technologies using magnesium containing minerals.....	305
<i>Iurchenko V., Mikhalenko V., Antonov O., Kniazeva O.</i> Waste-free processing waste water of freking.....	314

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

ІДЕНТИФІКАЦІЯ ХВИЛЬОВИХ ЯВИЩ У БІОХІМІЧНИХ ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

В роботі зазначені основні напрямки дослідження методів ідентифікації хвильових явищ біохімічних реакцій ферментного каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук у біореакторах очищення стічних вод. Можливості використання теплотехнічних та ультразвукових методів обстеження об'єму біореактора для ідентифікації хвильових явищ.

Ключові слова: ідентифікація хвильових явищ, реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук, теплотехнічні та ультразвукові методи обстеження.

В работе указаны основные направления исследования методов идентификации волновых явлений биохимических реакций ферментного каталитического расщепления высокомолекулярных органических соединений в биореакторах очистки сточных вод. Возможности использования теплотехнических и ультразвуковых методов обследования объема биореактора для идентификации волновых явлений.

Ключевые слова: идентификация волновых явлений, реакций ферментно-каталитического расщепления высокомолекулярных органических соединений, теплотехнические и ультразвуковые методы обследования.

The work identifies the main trends in the study of methods for the identification of wave phenomena biochemical reactions enzyme catalytic cleavage of high molecular weight organic compounds in bioreactors for wastewater treatment. The possibility of using thermal and ultrasonic methods of examination of the volume of the bioreactor to identify wave phenomena.

Key words: identification of wave phenomena, reactions of enzyme-catalytic cleavage of high molecular weight organic compounds, thermal and ultrasonic methods of inspection.

Мета дослідження наданого у роботі визначення методів ідентифікації хвильових явищ у об'ємі біореактора очищення стічних вод реакцій ферментного каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук.

Наявність хвильових збуджень у біохімічних процесах очищення стічних вод ідентифікується сумарним ефектом екзо- та ендотермічних

реакцій ферментного каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук. Формування колоїдної системи з специфічними властивостями: кінематичної в'язкості, ξ -потенціалу колоїдних часток та іншого, дозволяє ідентифікувати виникнення хвильового збудження відносно відповідного біохімічного процесу. У практики модулювання мікробіологічних процесів у фармацевтичній та харчовій промисловості ідентифікація процесів не потрібна тому, що відомі компоненти системи і відповідно тому більше потрібно знати кінетику процесу, обумовлюючи вихід та якість продукту. Ідентифікація процесів та їх стадій у біохімічному очищенні стічних вод навпаки має дуже важливе значення, щоб більш ефективно проводити процес. Ідентифікація кількості та якості високомолекулярних сполук у стічній воді визначається інтегральними методами за хімічним споживанням кисню (ХСК) відповідна класифікація та динаміка трансформування органічної речовини у стічних водах розглянута у [1,61]. Але цього недостатньо для відтворення більш ефективного процесу реакцій ферментного каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук у біохімічних реакторах різного роду. Ідентифікація процесів реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук за хвильовими характеристиками дозволяє розпізнати процеси, що відбуваються і на якій стадії вони проходять на даний час. Отримані хвильові характеристики стічної води, яка знаходиться у процесі ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук порівнюють з модельними системами у спокійному та збудженому стані. Вимір електричних, термодинамічних характеристик та мікроскопічне дослідження просторових структур отриманої колоїдної мікросистеми і динаміки її змін дає можливість скоректувати процес.

Ідентифікація хвильових явищ у реакторах різної геометричної конфігурації залежить від гідравлічних умов проходження процесу. Об'єктивно слід вважати у реакторах коридорного типу вони відрізняються від хвильових характеристик у реакторах колонного типу на основі кінетики проходження гетерогенних та гомогенних хімічних реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук. Слід зазначати, що будь який біохімічний та хімічний або фізико-хімічний процес має свої хвильові характеристики. Оцінка хвильових характеристик та зіставлення їх з оптимальними умовами отримання позитивного результату на виході з реактора дозволить більш продуктивно експлуатувати біореактори.

Хвильові характеристики мають і гідродинамічні параметри руху рідини. Паралельні турбодинамічні швидкісні, циркуляційні, гвинтові та комбіновані рухи рідини мають власні хвильові характеристики. Негативні наслідки кавітації, гідравлічних ударів та їх хвильові характеристики описані у сучасній літературі, але менш вивчені та досліджені низькочастотні коливання та їх хвильові характеристики[2,46]. Позитивні наслідки кавітації низької інтенсивності на біохімічні процеси та її властивості на процеси розщеплення високомолекулярних органічних сполук дають право вважати,

що ідентифікація низькочастотних хвильових явищ у ректорах різного роду та модулювання оптимальних умов проходження процесів оптимізують управління біохімічними хімічними та фізико-хімічними процесами в очищені стічних та природних вод та впливом на самоочищення водних об'єктів.

Модулювання та формування гідравлічних потоків з відповідними низькочастотними хвильовими характеристиками для позитивного впливу на гідробіонти, активний мул та іммобілізовану біомасу, на проходження біохімічних хімічних реакцій, фізико-хімічних процесів базуються на їх хвильовому відгуку у спокійному та збудженому стані відповідно[3,2]. Важливою умовою для реалізації цього є, насамперед, розробка та апробація методів ідентифікації низькочастотних хвильових явищ у біореакторах різної геометричної конфігурації.

Методи дослідження стану біохімічних процесів у реакторі можуть базуватися на ультразвуковому обстеженні відповідного об'єму реактору, теплотехнічному обстеженню об'єму біореактора, візуалізації мікроструктур колоній бактерій, та їх просторової конфігурацію в спокійному та збудженому стані, та інше . Безпосередньо дослідження стану роботи біореакторів дає більш об'єктивну оцінку біохімічних процесів та можливість їх корегування.

Дію електричного, магнітного електромагнітного, радіоактивного, ультрачастотного, інфрачервоного випромінювання для інтенсифікації або інгібування розвитку біоценозу в біореакторі на основі Ідентифікації хвильових явищ біохімічних процесів можливо точніше дозувати відповідно змін просторової структури колоїдної та мікроколоїдної системи у збудженому стані.

Дослідження екзогенних та ендогенних зон в об'ємі біореактора з допомогою теплотехнічного обстеження забезпечує даними о місці, поширенні та динаміки екзотермічних та ендотермічних біохімічних процесів, а також інтенсивність процесів дифузії та вирівнювання температури. Важливо отримати термодинамічні характеристики роботи різних типів загрузок, вставок та інших видів диференціації об'єму біореакторів для очищення стічних вод.

Важливе значення також має адаптація методик ультразвукового обстеження об'єму біореакторів для вияву якісних та кількісних характеристик хвильових явищ реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук в спокійному та збудженому стані колоїдної та мікроколоїдної системи.

Результати ультразвукового обстеження характеристики гідродинамічного току рідини та хвильових імпульсів які збільшують, або зменшують екзогенні та ендогенні зони процесів біохімічних реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук, які одночасно виявлені теплотехнічним обстеженням об'єму біореактора, зіставляються з інтегральними показниками вмісту органічної речовини відношенням показників перманганатної окиснюваності та ХСК, загальному азоту та ХСК, загальному фосфору та ХСК, азоту амонійного та нітрит-, нітрат-іонів. Інтегральні показники окремих відношень та їх

залежності, які характеризують відповідні біохімічні процеси у біореакторах очищення стічних вод та хвильові характеристики реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук дають об'єктивну оцінку роботи реактору заданих гідродинамічних умовах. Стійкість відповідних зон у різних гідродинамічних умовах обумовлюється швидкістю процесів метаболізму та росту чисельності колоній бактерій, їх стабільності в току рідини, пристосуванні мікроорганізмів до відповідного об'єму реактору у вільному та прикріпленому стані. Чим більше диференціація об'єму реактора, тим більш сприятливі умови для проходження реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук, тим однорідніше теплотехнічні характеристики повного об'єму біореактору очищення стічних вод.

Таким чином маємо зробити слідуючи висновки:

Сучасні методи діагностики різних видів випромінювання дають можливість використовувати їх для ідентифікації хвильових явищ біохімічних процесів очищення стічних вод

Ідентифікація хвильових характеристик реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук порівняно з інтегральними методами ідентифікації дають можливість отримання методик, як якісної, так і кількісної характеристики середовища біореактора

Ідентифікація хвильових явищ гідродинамічного току рідини дозволить вчасно реагувати на випромінювання яке інгібує біохімічні процеси у реакторі

На даний час цікавим є зіставлення теплотехнічних, ультразвукових та мікроскопічних обстежень об'єму біореактора та вияву екзо- та ендогенних зон ідинамики дифузійних процесів у біологічному субстраті біореактора очищення стічних вод

Ідентифікація характеристик хвильових явищ біохімічних процесів очищення стічних при наробітки відповідних методик дасть можливість більш ефективніше управляти процесами при експлуатації біореакторів: створювати позитивні хвильові характеристики різного виду випромінювань низької інтенсивності.

Ідентифікація хвильових явищ реакцій ферментно-каталітичного розщеплення високомолекулярних органічних сполук у поєднанні з інтегральними аналітичними методами дослідження дасть можливість розширити номенклатурну характеристику органічної речовини містких стічних вод та скоріше адаптовувати відповідний біоценоз.

Корисним є ідентифікація характеристик хвильових явищ, які інгібують процеси метаболізму відповідних бактерій для регулювання їх розвитку у біореактори на різних етапах біологічної очистки. В цьому аспекті цікавими можуть бути більш детальніше вивчення хвильових характеристик процесів низькочастотної кавітації та дії різних типів аераційних систему біореакторі очищення стічних вод.

Ідентифікація хвильових явищ гідродинамічної взаємодії току рідини зі вставками та різного роду загрузок дозволить визначити їх сприятливу конфігурацію та просторове розташування.

В загалі дослідження хвильових характеристик біохімічних процесів очищення стічних вод відкриває перспективи комплексного модулювання ефективного біологічного очищення стічних вод з використанням нанотехнологій.

Список літератури

1. Хенце М. Очистка сточных вод/ Хенце М., Армоэс П, Ля-Кур-Янсон Й., Арван Э. – М. Мир, 2008. – 471 с.
2. Степкина Ю.А. Комплексы очистки сточных вод в вертикальном исполнении с использованием кавитации низкой интенсивности //Строительный инжиниринг. – 2007. – №1. – С. 44-49.
3. Аксьонова І.М. Хвильві явища в біохімічних процесах очищення стічних вод// Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-техн. збірник Випуск 24. – К.: КНУБА. – 2014. – С. 14-16.

Надійшло до редакції 29.10.2015

УДК 628.1

Ю.В. АНТИКОВА,
О. М. КОЦАР, кандидат технічних наук
ТОВ «Юнілос-Україна»,
О.С. МАНДЕЛЬШТАМ,
ТОВ «АгроБіоГаз»

БІОГАЗОВІ КОМПЛЕКСИ ЗАКРИТОГО ТИПУ НА БІОМАСІ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦТВА ЯК ЕЛЕМЕНТИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РЕГІОНАЛЬНОГО РОЗВИТКУ

Розглянуті біогазові комплекси закритого типу (БГК ЗТ) в якості елементу екологічної інфраструктури місцевого самоврядування громад, для використання на місцях біомаси відходів як альтернативного відновлювального джерела енергії (ВДЕ) та екологічно безпечних біосубстратів з високими удобрювальними властивостями та їх вклад в забезпечення сталого розвитку регіонів. Наведені переваги «зеленого» проектування та будівництва БГК ЗТ на засадах енергоефективної архітектури. Визначено, що БГК ЗТ як елемент екологічної інфраструктури відповідає вимогам охорони довкілля, безпеки життєдіяльності людини, екологічно чистого виробництва та є

оптимальними з позицій ресурсозбереження, вартості та окупності капітальних вкладень.

Ключові слова: екологічна інфраструктура, біогазові комплекси закритого типу (БГК ЗТ), біомаса відходів, альтернативні відновлювані джерела енергії (ВДЕ), біогаз, біосубстрат, ґрунтові суміші, родючість ґрунтів, енергоефективна архітектура

Рассмотрены биогазовые комплексы закрытого типа (БГК ЗТ) в качестве элемента экологической инфраструктуры местного самоуправления общин, для использования на местах биомассы отходов как альтернативного восстанавливаемого источника энергии (ВИЭ) и экологически безопасных биосубстратов с высокими удобрительными свойствами и их вклад в обеспечение устойчивого развития регионов. Приведены преимущества «зеленого» проектирования и строительства БГК ЗТ на основе энергоэффективной архитектуры. Определено, что БГК ЗТ, как элемент экологической инфраструктуры, соответствует требованиям охраны окружающей среды, безопасности жизнедеятельности человека, экологически чистого производства и являются оптимальными с точки зрения ресурсосбережения, стоимости и окупаемости капитальных вложений.

Ключевые слова: экологическая инфраструктура, биогазовые комплексы закрытого типа (БГК ЗТ), биомасса отходов, альтернативные возобновляемые источники энергии (ВИЭ), биогаз, биосубстраты, ґрунтовые смеси, плодородие почв, энергоэффективная архитектура

Closed biogas plants (CBP) as an element of the environmental infrastructure of local communities for the use of local biomass wastes as alternative renewable energy sources (RES) and environmentally friendly bio substrates with high fertilizing properties and their contribution to sustainable regional development. Shown benefits of "green" design and construction of CBP on the basis of energy efficient architecture. Determined that CBP as an element of the environmental infrastructure meets the requirements, of environmental protection, safety, environmentally friendly production and are optimal from the standpoint of resource, cost and return of investments.

Key words: Environmental Infrastructure, Closed biogas plants (CBP), biomass wastes, alternative renewable energy sources (RES), biogas, bio substrates, soil mix, soil fertility, energy efficient architecture

Сталий розвиток міст та приміських агломерацій передбачає організацію екологічно чистого простору для життя людей з укріпленням нинішнього та майбутнього потенціалу екосистем. На дотриманні трьох основних складових сталого розвитку – екологічної, економічної і соціальної – базується концепція «зеленого» проектування та будівництва нових об'єктів з екологічною інфраструктурою, реконструкція існуючих з її модернізацією. При цьому, під екологічною інфраструктурою розуміють комплекс об'єктів, мереж,

систем природного та антропогенного походження, які забезпечують умови для підтримання збалансованого розвитку міст та приміських агломерацій при збереженні природного середовища [1,с.20].

Одним із елементів екологічної інфраструктури є інженерні системи й споруди забезпечення життєдіяльності людей та об'єктів господарювання, в тому числі – водокористування з кондиціюванням та повторним використанням зворотних вод, тепло- й енергозабезпечення на основі альтернативних відновлюваних джерел енергії, зокрема, біомаси відходів, органічного виробництва, збереження та покращення родючості ґрунтів – як запоруки сталого розвитку регіонів. Системи та їх елементи, що входять до екологічної інфраструктури регіону, міст та приміських агломерацій, повинні гарантувати нешкідливі умови забезпечення життєдіяльності людини, збереження довкілля, бути оптимальними з позицій ресурсозбереження, вартості, екологізації виробництва на промислових та сільськогосподарських підприємствах, які здійснюють господарську діяльність на території регіону.

Можливості використання біомаси відходів як альтернативного відновлюваного джерела енергії (ВДЕ) в біогазових установках, де забезпечується метанове бродіння біомаси з метою отримання біогазу та органо-мінерального біосубстрату, надзвичайно великі як в світі, так і в Україні. Виробництво біогазу шляхом метанового бродіння біомаси в БГУ екологічно доцільне, бо отримання метану з біомаси відходів в БГУ для його використання в якості альтернативного джерела енергії – ефективний спосіб запобігання глобальному потеплінню. В якості біомаси для отримання біогазу використовуються відходи сільськогосподарських та промислових підприємств – гній, пташиний послід, надлишковий мул каналізаційних очисних споруд, відходи підприємств з переробки молока, м'яса, риби, картоплі, виробництва біодизелю (технічний гліцерин), жом фруктовий, ягідний, овочевий, від переробки винограду та ін. [2, с.119].

Аналіз літературних джерел з опису таких установок дозволив зробити висновок, що в переважній більшості біореактори та допоміжні споруди для отримання біогазу як в Україні, так і за її межами будуються на відкритих площах, займають досить значні території, біореактори вимагають утеплення, а тепло, яке виділяється когенераційними установками в процесі отримання електроенергії з біогазу, втрачається. На експлуатацію таких споруд витрачається значна частка отриманого біогазу, а технології переробки муло-водяної суміші на виході з установок анаеробного зброджування біомаси в біосубстрати досить енерговитратні, потребують доопрацювання та удосконалення.

Більш надійними, ніж біогазові установки відкритого типу, економічними та екологічно безпечними є біогазові комплекси закритого типу (БГК ЗТ). Опис такого універсального біогазового комплексу наведений в патенті на корисну модель [3]. Загальний вигляд огорожувальних конструкцій таких БГК ЗТ наведений на рис.1, 2.

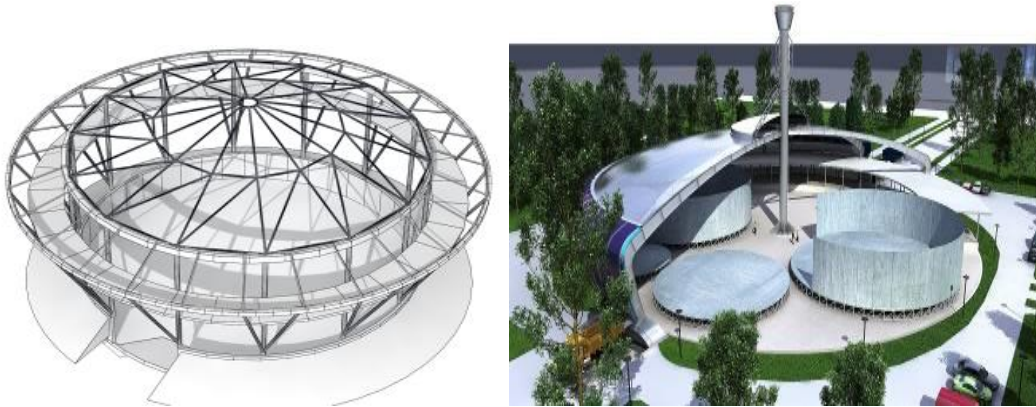


Рис.1. Огороджувальні конструкції БГУ закритого типу



Рис. 2. Загальний вигляд БГУ закритого типу

Актуальність розробки та запровадження біогазових комплексів на біомасі відходів в огороджувальних конструкціях з використанням енергоефективних архітектурно-будівельних та конструктивних рішень, з використанням сучасних легких екологічно безпечних та дешевих будівельних матеріалів зумовлена наступними їх перевагами, порівняно з розташуванням біогазових установок на відкритих площах:

- охорона атмосферного повітря від аерозолів з летючими забруднюючими домішками – сірководню, аміаку та ін., з облаштуванням скрубєрів (фільтрів) на системах витяжної вентиляції;
- мінімізація теплових втрат через стінки, покриття та дно біореакторів, можливість використати теплову енергію повітря та газів для підтримання всередині огороджувальних споруд та в біореакторах заданої температури, що дозволить значно зменшити експлуатаційні витрати;
- покращення умов обслуговування обладнання цих комплексів;
- зменшення площі під БГК ЗТ за рахунок мінімізації протяжності внутрішніх комунікацій систем водоспоживання, електроспоживання, КВП та А, відстаней між установками та допоміжним обладнанням, відсутності необхідності їх значного утеплення;
- використання тепла скидних газів котла та когенераційної установки для підсушування біосубстрату, розвитку допоміжних напрямків господарювання (тепловодному вирощуванні риби, водоростей, енергетичних рослин як безпосередньо в межах БУ закритого типу, так і в окремо розташованих в межах санітарно-захисної зони теплицях та ділянках з

виращуванням декоративних зелених насаджень для озеленення міст та приміських територій, тощо).

В нормативних документах, зокрема, в розділі 17.2.4 ДБН В.2.5-75:2013 [5], використання біогазу, отриманого при обробці мулу та осаду, визначається як раціональне. При цьому, розміри санітарно-захисної зони при будівництві споруд з переробки рідких та твердих відходів (біомаси) на території ферм, птахофабрик, цукрових заводів, м'ясокомбінатів, молокозаводів для отримання та використання біогазу приймаються за узгодженням з територіальними органами ДСЕСУ (таблиця 30, примітка 8 ДБН В.2.5-75:2013) [5].

Метою роботи було визначення в дослідно-виробничих умовах параметрів технологічного процесу отримання в БГК ЗТ з біомаси (пташиного посліду) біогазу та біосубстрату, їх складу, капітальних вкладень, собівартості та екологічності.

В роботі наведені результати дослідів з отримання біогазу та біосубстрату на запроектованій та побудованій дослідно-виробничій БГУ ЗТ потужністю 1т/добу для переробки пташиного посліду в біогаз та біосубстрат для удобрювання ґрунтів. Дана установка забезпечує підтримання технологічних параметрів процесів при мінімальних енерговитратах та попереджує забруднення атмосферного повітря аерозолями з токсичними домішками та неприємними запахами (рис.3).



Рис. 3. Зовнішній вигляд дослідно-виробничої БГУ закритого типу та її внутрішнє облаштування

Біогаз використовувався для нагрівання технологічної обертової води в теплообмінниках біореакторів; тепло нагрітих газів від спалювання біогазу використовувалось для повітряного опалення в закритих системах та підсушування біосубстрату; гази, які відводили в атмосферу, проходили через гідрофільтри. Каркас з металоконструкцій та дерева обшивався зовні ПВХ тканиною, яка не боїться УФ-випромінення та перепадів температури, зсередини – листами полікарбонату, між ними товщина повітряного прошарку становила 10 см.

В результаті виробничих досліджень був отриманий біогаз з концентрацією метану близько 72%, з його виходом – більше 60 м³/т біомаси, та біосубстрат вологістю 75%. Біосубстрат мав зольність 3,89%, вологість – 68,5%, містив калію – 51 мг/100г, азоту – 749 мг/100г, фосфору – 56 мг/100г

вихідного зразку, не містив життєздатних яєць геогельмінтів у 1 дм³. Вміст біогумусу в біосубстраті становив близько 7% .

При забезпеченні енергоефективних проектно-конструкторських та архітектурних рішень огорожувальних конструкцій для підтримання оптимальних технологічних процесів виробництва біогазу і біосубстрату процес анаеробного зброжування біомаси в БГК ЗТ стає економічно виправданим – зокрема, при переробці постійного потоку відходів. Економічна доцільність будівництва БГК ЗТ визначається також розміром частини отриманої теплової та електричної енергії, що використовується для власних потреб (в період роботи дослідно-виробничої установки витрати біогазу на власні потреби не перевищували 7% від отриманого біогазу), [4, с. 119].

Виконані розрахунки показали, що при «зеленому» будівництві з дотриманням вимог ресурсозбереження, чистого виробництва та охорони довкілля – витрати на розробку проекту, будівельно-монтажні роботи, комплектацію обладнанням, наладку споруд – до здачі «під ключ» з отриманням біогазу, теплової та електричної енергії, рідкого екологічно безпечного органо-мінерального біосубстрату будуть становити близько 8,6 млн .грн, або 440 тис грн. для переробки 1т біомаси. При цьому термін окупності такої БГУ буде складати всього 2,0-2,5 роки, а спорудження огорожувальних конструкцій становить менше 15% від загальних капітальних витрат (таблиця 1).

Таблиця 1

Розрахункова вартість БГК ЗТ для переробки 20 т/добу біомаси

Назва статті витрат	Вартість, тис. грн.
Проектно-конструкторська документація	445,6
Виготовлення блоку приймання біомаси	349,7
Виготовлення блоку приймання муло-водяної суміші та її механічного зневоднення	640,2
Спорудження куполу (огорожувальних конструкцій БГК ЗТ)	1 267,8
Постачання та монтаж технологічного обладнання (установки гідролізу біомаси, метантенку, газгольдеру, когенератору, ін.)	2 515,4
Спецмонтажні роботи систем ТХ, ВК, ОВ, Е, КВП та А, газовідведення, зберігання та використання біогазу	2 904,2
Пуско-налагоджувальні роботи	486,1
Разом (при курсі -24 грн за 1 долар США)	8609,0

Висновки

1. Україна має високий потенціал біомаси відходів для їх використання в якості альтернативного відновлювального джерела теплової та електричної енергії та отримання органо-мінеральних біосубстратів.

2. Дослідження роботи біогазових комплексів закритого типу для анаеробного зброжування біомаси відходів тваринницьких комплексів в огорожувальних конструкціях з застосуванням енергоефективних

архітектурно-будівельних та конструктивних рішень, сучасних легких екологічно безпечних матеріалів з інженерними системами захисту довкілля показали можливість та ефективність їх використання в якості елементу екологічної інфраструктури міст та приміських територій та є оптимальними з позицій ресурсозбереження, вартості та окупності капітальних вкладень, що забезпечить сталий розвиток місцевих громад.

Список літератури

1. *Рассади́кова С. І.* Національна система екологічної інфраструктури: проблеми і перспективи / К.С. Рассаднікова// Бібліотека Всеукраїнської екологічної ліги. Серія «Стан навколишнього середовища». Збалансований розвиток міст та міських агломерацій». – 2014. – №6 (126). – С. 20-23.
2. *Коцар О. М.* Оптимізація систем водного господарства / О. Коцар, С. Бачук// ЖКГ. Інформаційно-аналітичне видання. – 2014. №7. – С. 29-31.
3. *Пат. 110588*, Российская Федерация, МПК А01С3/02 С02F11/04. Универсальный биогазовый комплекс /Мандельштам А. С., Рохманько С. Е., Трофимов О. Н./ начало действия патента: 06.07.2011, публикация патента: 27.11.2011.
4. *Коцар О. М.* Розробка та запровадження іноваційних «зелених» технологій виробництва біогазу із стічних вод, їх осадів та рослин з екологічно безпечним використанням отриманих кінцевих продуктів / О. М. Коцар, Ю. В. Антикова, Г. А. Павлишин, Мандельштам О. С. // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції [«Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти»], (Київ, 28-30 жовтня, 2015р.) / Міністерство освіти України, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут». – К.: Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут», 2015. – С. 118-121.
5. *Каналізація. Зовнішні мережі і споруди: ДБН В.2.5-75:2013.* – [Чинний від 2014-01-01]. – К.: Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, 2013. – 128 с.

Надійшло до редакції 16.11.2015

Т.В. АРГАТЕНКО, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

ФОТОЕЛЕКТРИЧНИЙ КОНТРОЛЬ РІВНЯ ВОДИ В САТУРАТОРІ ПРИ НАПІРНИЙ ФЛОТАЦІЇ СТИЧНИХ ВОД

Запропоновано схему контролю рівня рідини в сполученому з сатуратором резервуарі з використанням фоторезисторів.

Ключевые слова: сатуратор, рівень води, напірна флотація, фоторезистор.

Предложена схема контроля уровня жидкости в соединенном с сатуратором резервуаре с использованием фоторезисторов.

Ключові слова: сатуратор, уровень воды, напорная флотация, фоторезистор.

The scheme controls the liquid level in the tank is connected to saturators using photoconductors proposed.

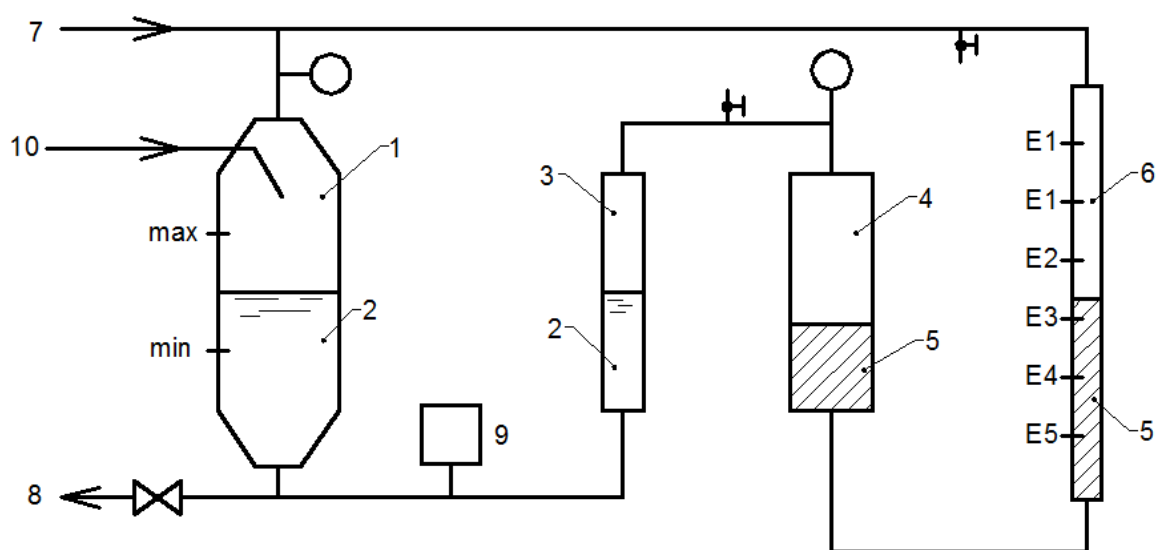
Keywords: saturator, water level, pressure flotation, photoconductive.

Традиційні схеми напірно-флотаційної очистки стічних вод, зокрема таких, які вміщують нафтопродукти, жири та поверхнево-активні речовини, передбачають наявність спеціалізованого технологічного пристрою – сатуратора. Його призначення полягає у насиченні повітрям «робочої рідини», наприклад, умовно чистих технічних вод промислового виробництва, або частково очищених виробничих стічних вод. Утворена в сатураторі водо-повітряна суміш під тиском близько 0,3...0,5 МПа транспортується у відкритий резервуар-флотатор (глибиною 1,2...1,8 м), де формується флотаційне середовище із виділенням на поверхні флотошлему з концентрованим вмістом забруднюючих речовин (жирів, нафтопродуктів, ПАР тощо) [1].

В сатураторі за технологічними умовами повинен підтримуватись оптимальний рівень рідини у певному, досить обмеженому за висотою діапазоні – між максимальним та мінімальним рівнями. Підвищення рівня рідини вище максимального зменшує так званий «буферний» об'єм повітря в сатураторі, що може призвести до неконтрольованого спонтанного зростання тиску в резервуарі та його можливого руйнування. Падіння рівня рідини в сатураторі нижче мінімального може призвести до раптового викидання із сатуратора до флотатору стисненого повітря, що супроводжуватиметься припиненням нормального режиму роботи очисного комплексу в цілому [2].

Контроль за фактичним положенням рівнем води в сатураторі і відслідковування відповідної інформації обслуговуючим персоналом є достатньо проблематичним внаслідок роботи його під надлишковим тиском

Свого часу автором [3] було запропоновано схему спеціалізованого пристрою (рис.1), суть якої полягала у відокремленні робочої рідини сатуратора (2) від робочої рідини спеціалізованого вимірювального резервуару (5).



1 – сатуратор; **2** – робоча рідина сатуратора; **3** – сполучений із сатуратором резервуар; **4** – проміжний резервуар; **5** – розчин солі; **6** – резервуар з електродами; **7** – стиснене повітря; **8** – випуск робочої рідини у флотатор; **9** – пінозбірний резервуар; **10** – впуск робочої рідини в сатуратор; E1...E5 – електроди;

Практична перевірка функціонування такої схеми показала одну непередбачувану складність, яка пов'язана з явищем розчинення повітря над робочою рідиною і в проміжному резервуарі (4) і у вимірювальному резервуарі (6). Це явище певним чином спотворює очікувану реакцію новостворених елементів (4,6) на динаміку зміни рівня води в сатураторі. Саме ця проблема примусила автора шукати можливості створення схеми без проміжних елементів між сатуратором і вимірювальним блоком.

22

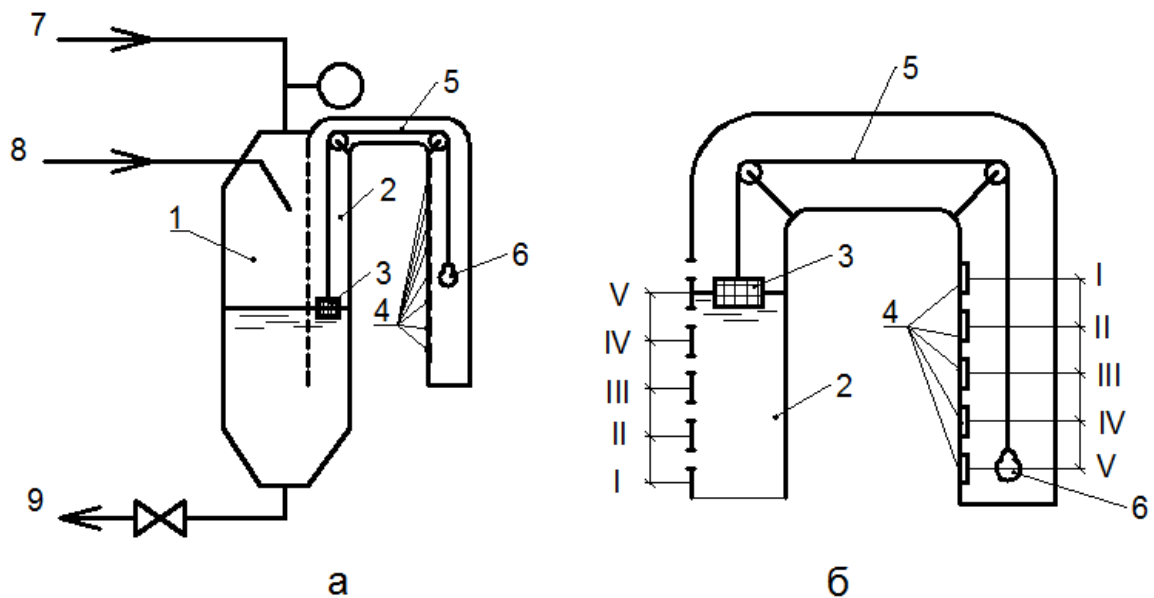


Рис.2. Схема фотоелектричного контролю:

1 – сатуратор; 2 – П-подібний трубопровід; 3 – поплавок; 4 – фоторезистори; 5 – трос; 6 – лампа; 7 – стиснене повітря; 8 – впуск робочої рідини в сатуратор; 9 – випуск робочої рідини у флотатор; I...V – контрольні рівні рідини в сатураторі; а – загальний вигляд схеми; б – П-подібний трубопровід

Основою даної схеми є П-подібний трубопровід, в якому одна частина (на рисунку – ліва) з бічною перфорацією, відкрита знизу вставлена в сатуратор, а інша частина (на рисунку – права) виведена за межі сатуратора і знизу герметично закрита. Обидві частини зверху з'єднані блочною системою, на яку за допомогою тонкого тросу (5) закріплені поплавок (3) і освітлюваний пристрій (6).

За висотою сатуратор поділено на декілька (в нашому прикладі на 5) рівнів, які технологічно відповідають (в нашому прикладі) таким умовам: I – нижній аварійний; II – нижній контрольний; III – середній робочий; IV – верхній контрольний; V – верхній аварійний. На рисунку поплавок знаходиться у верхньому аварійному положенні. Відповідно, освітлювальний пристрій (лампа) опущений до крайнього нижнього положення.

На стінці правої частини П-подібного трубопроводу, відповідно до визначених технологічних рівнів сатуратора, закріплені (в наведеному прикладі – 5) фоторезистори. Ці електронні елементи являють собою пристрої, які здатні змінювати свій електричний опір в залежності від інтенсивності освітленості. Максимальний опір відповідає повній відсутності освітлення, мінімальний опір – при максимальному в даних умовах освітленні. Будучи включеним в систему автоматичного контролю, кожен із резисторів в будь-який момент часу може надавати не лише якісну (є освітлення, чи немає його) інформацію про положення по відношенню до нього освітлювального пристрою (лампи). Якщо лампа знаходиться максимально близько до даного фоторезистора, він пропускає на відповідний індикаторний пристрій максимальний струм. Чим далі від фоторезистора знаходиться лампа, тим менший струм пропускає відповідний індикаторний

пристрій. В такий спосіб оператор здатен достатньо чітко фіксувати положення лампи (а отже – і поплавка в сатураторі) відносно визначених технологічних рівнів в сатураторі.

В якості конкретних моделей фоторезисторів можна запропонувати сірчано-кадмієві пристрої: герметизовані ФСК-Г (1,2,7); плівкові ФСК-П1; компактні ФСК-6.

Схема з фоторезисторами може працювати як в режимі безперервного освітлення, так і в економного періодичному режимі (наприклад, 5 секунд освітлення, 30 секунд перерви тощо).

Список литературы

1. *Запольський А.К., Мішкова-Клименко Н.А. та ін.* Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод / Підручник. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
2. *Мацнев А.И.* Очистка сточных вод флотацией. – К.: Будівельник, 1988. – 132 с.
3. *Аргатенко Т.В., Малько В.Ф.* Контроль рівня води в сатураторі системи напірної флотації // Науково-технічний збірник «Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки». – К.: КНУБА, 2011. – Вип.11. – С.91-95.

Надійшло до редакції 15.11.2015

УДК 628.13, 628.33

С.П. БАБЕНКО, кандидат технических наук

Харьковский национальный университет строительства и архитектуры

ОЦЕНКА ФАКТОРОВ, ВЛИЯЮЩИХ НА ЭФФЕКТ ОСВЕЩЕНИЯ ВОДЫ В ТОНКОСЛОЙНЫХ ОТСТОЙНИКАХ

У статті розглянуто ефективність роботи тонкошарових відстійників. Зазначено, що їх основними робочими елементами є тонкошарові канали. Визначені та проаналізовані основні фактори, що здійснюють найбільший вплив на процес освітлення в тонкошарових каналах.

Ключові слова: тонкошаровий відстійник, кут нахилу елемента, швидкість руху води, конструктивні умови підведення і відведення води

В статье рассмотрена эффективность работы тонкослойных отстойников. Указано, что их основными рабочими элементами являются тонкослойные каналы. Определены и проанализированы основные факторы, оказывающие наибольшее влияние на процесс освещения в тонкослойных каналах.

Ключевые слова: тонкослойный отстойник, угол наклона элемента, скорость движения воды, конструктивные условия подвода и отвода воды

The article describes the efficiency of the thin-layer settlers' work. Their main operating elements are the thin-layer channels. The main factors that cause the greatest influence on the clarification process in the thin-layer channels were identified and analyzed.

Keywords: thin-layer tank, the angle element, the velocity of the water, water supply and discharge conditions

Постоянно возрастающий объем сбрасываемых сточных, поверхностно-ливневых вод, повышение требований к качеству очистки подобных вод, широкое применение схем оборотного водоснабжения в промышленности требуют резкой интенсификации работы очистных сооружений. В последнее время все более широкое применение находят тонкослойные отстойники. Их использование позволяет интенсифицировать процесс осветления воды, на 60% уменьшить площадь отстойников и на 25...30% повысить эффект обработки воды вследствие уменьшения высоты осаждения загрязнений.

Тонкослойные отстойники представляют собой емкости (резервуары) с системой устройств для ввода и вывода обрабатываемой жидкости, оборудованные одним или несколькими блоками тонкослойных элементов (тонкослойными модулями), в которых происходит ее отстаивание, и устройствами для выгрузки осадка, а в ряде случаев и камерой хлопьеобразования. Тонкослойным модулем принято называть устройство, основанное на принципе осаждения взвеси в слоях с малой высотой, состоящее из нескольких наклонных каналов, объединенных в единый блок. Каждый наклонный канал является самостоятельным отстойником глубиной 50...70 мм, шириной 100 мм и более и длиной до 1,5 м с углом наклона каналов 15° - 60° к горизонту в зависимости от вида тонкослойного отстойника [1, 407; 2, 122].

Основными рабочими элементами тонкослойных отстойников, от которых зависит работа всего сооружения, являются тонкослойные каналы. Именно эффективность их конструкции в значительной степени влияет на эффективность работы тонкослойного отстойника в целом. Поэтому, в данной работе основное внимание направлено на анализ факторов, влияющих на процесс осветления воды в тонкослойных отстойниках.

Вода поверхностных источников, поверхностно-ливневой сток городов, а также некоторые виды сточных вод являются полидисперсными системами. Загрязнения, обуславливающие мутность в этих водах, могут быть представлены как в грубодисперсном, так и мелкодисперсном состоянии.

Грубодисперсные примеси легко удаляются обычным отстаиванием, мелкодисперсные – тяжелее. Для эффективного их удаления следует улучшать их седиментационные характеристики. Для этого применяют или

реагентные методы очистки (использование коагулянтов или флокулянтов), или улучшают условия осаждения примесей другим способом.

Многие авторы решают задачу улучшения качества работы тонкослойных отстойников за счет изменения конструкций тонкослойных модулей. Для этого в отстойнике могут устанавливаться в горизонтальном или вертикальном направлении несколько тонкослойных блоков, которые расположены относительно друг друга под разными углами [3, 1; 4, 1]. Однако, основными недостатками таких конструкций являются вынос осевших частичек обратно в поток, вероятность разрушения оседающих взвесей и повторного взмучивания исходной суспензии, достаточно сложная конструкция самих устройств, повышенные энерго- и материалозатраты.

Таким образом, для улучшения процесса седиментации в тонкослойных каналах при минимальных эксплуатационных затратах следует либо уменьшать высоту межполочного пространства, либо уменьшать угол наклона каналов. Однако, использование данных методов ограничивается из-за усложнения процессов отвода, а также накопления осадка в тонкослойных отстойниках, особенно при противоточных схемах осветления воды.

На качество очистки в тонкослойных отстойниках значительное влияние оказывает вынос частиц загрязнений из рабочей зоны тонкослойного элемента [5, 247]. На процесс выноса оказывают воздействие несколько факторов. В первую очередь, это скорость движения очищаемой воды. При увеличении скорости повышается производительность сооружений, но при этом резко ухудшается качество очистки, так как значительная часть загрязнений, в особенности, мелкодисперсных примесей, выносятся из тонкослойного элемента вместе с осветленной водой. При уменьшении же скорости, хоть и повышается качество осветленной воды, – ухудшаются эксплуатационные характеристики тонкослойных отстойников: в этом случае или уменьшается производительность сооружения, или увеличиваются его габариты и продолжительность отстаивания. Поэтому, при проектировании тонкослойных отстойников необходимо подбирать оптимальную скорость движения воды для заданных условий. Исходя из данных, полученных в результате проведенных нами экспериментов, целесообразно скорость в тонкослойном отстойнике принимать до 6 мм/с [6, 349].

Вторым важным параметром при проектировании тонкослойных отстойников является угол наклона тонкослойных элементов к горизонту. Известно, что, чем меньше будет угол наклона, тем меньше будет высота осаждения примесей, и, в результате, эффективнее процесс осветления. Однако, при этом увеличивается вероятность наличия процесса выноса частиц загрязнений. При увеличении угла – вероятность выноса частиц уменьшается и улучшаются условия самостоятельного сползания образующегося осадка. Небольшие углы наклона более применимы для перекрестных и прямоточных схем движения воды, а также в отстойниках циклического действия. В противоточных отстойниках угол должен быть

больше для создания условий самотечного сползания осадка. Кроме того, в них увеличивается расстояние между полками, так как повышается возможность заполнения осадком межполочного пространства. Таким образом, обоснование и подбор оптимальных углов наклона тонкослойных элементов позволит максимально повысить эффективность конструкции тонкослойных отстойников. Проведенные нами ранее исследования позволили рекомендовать для выделения грубодисперсных примесей угол наклона элементов в пределах $50^{\circ} \dots 60^{\circ}$, а для выделения мелкодисперсных примесей – $15^{\circ} \dots 30^{\circ}$ [7, 44].

Особое внимание следует уделять условиям впуска и отвода воды из тонкослойного канала. В большинстве существующих конструкций тонкослойных отстойников внимание уделено проектированию устройств для равномерного подвода осветляемой воды по тонкослойным элементам сооружения. При этом в сам тонкослойный канал загрязненная вода подается по всему сечению межполочного пространства. Очевидно, что при таком способе впуска суспензии в тонкослойный канал для противоточной схемы осветления воды, исходная вода при движении будет взаимодействовать с выпавшим осадком, ухудшая условия его сползания и способствуя процессу его взмучивания. В результате, нижний слой потока воды может захватывать частички уже выпавших загрязнений из осадка и переносить далее по длине тонкослойного канала или выносить их из его пространства. Поэтому, устройство таких конструктивных условий подвода и отвода воды, которые бы устранили или свели к минимуму данное явление, поможет улучшить качество воды на выходе из тонкослойного элемента. С помощью численного моделирования кинематической структуры потока воды в тонкослойном элементе [8, 487] нами было изучено влияние конструктивных условий подвода и отвода воды на гидравлическую крупность задерживаемых частиц, и, как результат, на эффект осветления. В результате, целесообразно подводить и отводить воду через щели, высота которых равна трети-четверти высоты межполочного пространства.

Еще одним фактором, оказывающим влияние на работу тонкослойных отстойников, является образующийся осадок: его толщина, структура, количество, условия формирования и удаления. В литературных данных [9, 24] упоминается о скачкообразном (прерывистом или лавинообразном) процессе сползания образующегося осадка по поверхности тонкослойного элемента. То есть сползает он периодически при достижении им определенного объема. Учитывая лавинообразный характер сползания осадка, высота межполочного пространства должна быть несколько больше максимальной толщины осадка. В случае, если высота межполочного пространства равна или меньше толщины вальца осадка, условия отстаивания нарушаются, поскольку живое сечение тонкослойного элемента периодически будет перекрываться вальцом сползающего осадка. Вследствие этого течение суспензии может носить пульсирующий характер [9, 24]. Кроме того, может наблюдаться ухудшение качества очистки в результате взмучивания сползающего осадка потоком движущейся

навстречу осветляемой воды (противоточная схема движения воды) и выноса ее из межполочного пространства тонкослойного канала.

Таким образом, основными факторами, влияющими на качество очистки в тонкослойных отстойниках, являются: скорость движения осветляемой воды, угол наклона тонкослойных элементов, конструктивные условия подвода и отвода воды, условия формирования и удаления образовавшегося осадка.

Учитывая все вышеизложенные факторы, предложена усовершенствованная конструкция тонкослойного элемента [5, 248], включающая две ступени очистки воды, при использовании которой можно повысить качество очистки воды от взвешенных веществ различной крупности.

Список литературы

1. Сыроватский А.А. Усовершенствование схемы очистки поверхностно-ливневого стока с использованием тонкослойных отстойников / А.А. Сыроватский, С.П. Гарбуз // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХДТУБА, ХОТБ АБУ. – 2010. – Вип. 57. – С. 407-410.
2. Hendricks David. Fundamentals of water treatment unit processes: physical, chemical, and biological / David Hendricks // CRC Press, 2010. – 927 p.
3. Пат. 2081671 Российская Федерация, МПК ⁶ В 01 D 21/02, В 01 D 21/24, В 01 D 17/02. Тонкослойный сгуститель / М.И. Хрусталева; заявитель Хрусталева М.И.; патентообладатель Тов-во с огранич. ответств. "Восторг". – № 94019870/25; заявл. 30.05.94; опубл. 20.06.97.
4. U. S. Patent. Stormwater treatment apparatus. R. Russell Stever, Ben R. Urbonas, Jonathan E. Jones, Andrew Earles, Edward Scott Sarratt, Eric Richard Schneider, Steven C. Phelps. – № 2004/0069715; filed Oct. 8, 2003; date Apr. 15, 2004. – 30 p.
5. Сыроватский А.А. Усовершенствованная конструкция тонкослойного элемента / А.А. Сыроватский, С. П. Бабенко // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХНУБА, ХОТБ АБУ, 2012. – Вип. 67. – С. 246-250.
6. Совершенствование конструкций элементов тонкослойных отстойников / [А.А. Сыроватский, С.П. Бабенко, О.А. Бойко, Д.А. Халина] // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХДТУБА, ХОТБ АБУ. – 2011. – Вип. 66. – С. 346-350.
7. Моделирование движения суспензии в тонкослойном элементе усовершенствованной конструкции / [С. Эпоян, А. Сыроватский, А. Карагяур, С. Бабенко] // MOTROL. – Commission of motorization and energetics in agriculture. – Lublin - Rzeszów, 2013. – Vol. 15. – № 6. – P. 43-50.
8. Бабенко С.П. Модель осаждения взвешенных веществ в тонком слое / С.П. Бабенко // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХДТУБА, ХОТБ АБУ, 2011. – Вип. 63. – С. 485-489.
9. Демура М.В. Проектирование тонкослойных отстойников / М.В. Демура. – К.: «Будівельник», 1981. – 51 с.

Надійшло до редакції 12.11.2015

ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ ВНУТРІШНЬОГО ПРОТИПОЖЕЖНОГО ВОДОПРОВОДУ ДОДАВАННЯМ ДО ВОДИ РІДКОГО НАТРІЄВОГО СКЛА

Приведено результати досліджень щодо впливу додавання до води рідкого натрієвого скла на процес швидкості утворення біологічного заростання на внутрішній поверхні протипожежного водопроводу, а також його вплив на вогнегасну ефективність під час гасіння вогнищ пожежі класу В тонкорозпиленими струменями.

Ключові слова: силікат натрію, біологічне заростання, вогнегасна ефективність, внутрішній протипожежний водопровід.

Приведены результаты исследований влияния добавления в воду жидкого натриевого стекла на процесс скорости образования биологического зарастания на внутренней поверхности противопожарного водопровода, а также его влияние на эффективность тушения очагов огня пожара класса В тонкораспыленными струями.

Ключевые слова: силикат натрия, биологическое зарастание, огнетушащее эффективность, внутренний противопожарный водопровод.

The results of research adding solution containing sodium liquid glass on the rate of formation process of biological overgrowth in the inner surface on the fire pipe and studied its effect on extinguishing effectiveness in extinguishing fires of class B dispersed jets.

Key words: sodium glass, biological overgrowth, extinguishing effectiveness, the internal fire water supply.

Стан питання. Рідке натрієве скло є водним розчином силікатів натрію. Способів отримання даного розчину багато, а його дешевизна та широкий спектр застосування зробили його незамінним компонентом при будівництві, виготовленні вогнезахисних і жаростійких покриттів, фарб, гідроізоляційних матеріалів та миючих засобів [1]. Властивості силікатів натрію у воді вивчали багато учених з різних країн світу, проте і на сьогодні залишається чимало питань стосовно їх хімічної структури та фізичних властивостей [2].

На сьогодні в Україні в галузі протипожежного захисту, можна виділити такі напрями де застосовують рідке натрієве скло:

- виготовлення жаростійких бетонів;
- виготовлення жаростійких піщано-стяжних сумішей;
- виготовлення вогнестійких фарб.

На рис. 1 зображено процес обробки деревини рідким натрієвим склом для її термічного захисту.



Рис. 1. Обробка деревини рідким натрієвим склом.

Як відомо, рідке натрієве скло широко застосовується у різноманітних системах технічного та централізованого водопостачання [3-5]. Додавання в невеликих концентраціях силікату натрію, дозволяє сповільнити процес хімічної корозії систем трубопроводів. На рис. 2 наведено графік залежності вмісту силікату натрію у водному розчині на процес хімічної корозії сталевого трубопроводу за [6].

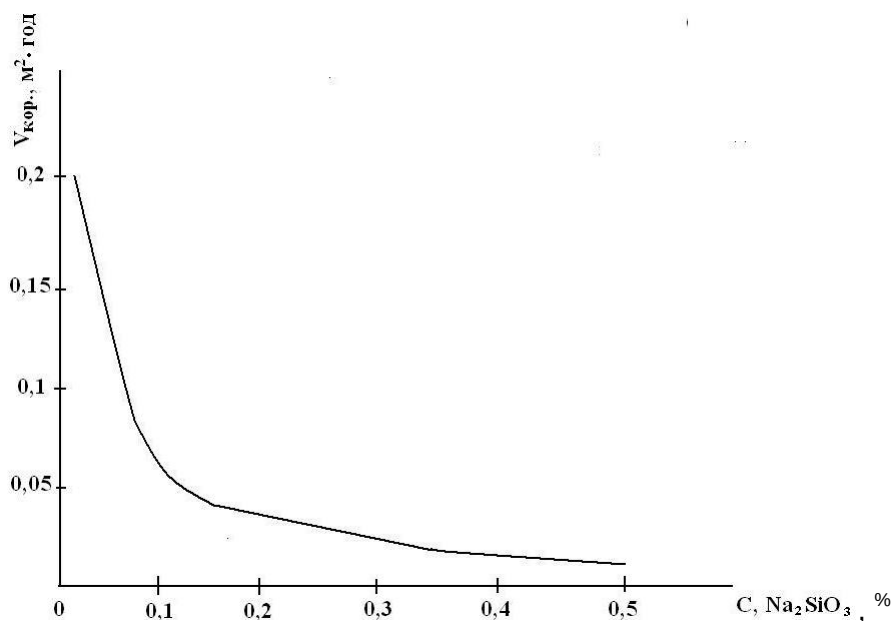


Рис. 2. Графік залежності вмісту силікату натрію у водному розчині на процес хімічної корозії сталевого трубопроводу.

Проте залишається недослідженим вплив рідкого натрієвого скла на процес біологічного заростання сталевого трубопроводу. Актуальність такого дослідження була зазначена в [7], так як саме для систем холодного водопроводу зі сталі характерна не тільки хімічна корозія, але й процес біологічного заростання. Особливо дане явище впливає на роботу системи внутрішнього протипожежного водопостачання, що постійно знаходяться

водозаповненими. На рис. 3 зображено фрагмент трубопроводу, внутрішня поверхня якого деформована внаслідок процесів корозії та біологічного заростання.



Рис. 3. Фрагмент сталевого водопроводу внутрішня поверхня якого деформована внаслідок процесів корозії та біологічного заростання [8]

Мета досліджень. Метою даної роботи було отримання експериментальних даних щодо впливу кількості вмісту рідкого натрієвого скла у воді на процес біологічного заростання внутрішньої стінки трубопроводу, а також визначення відносної вогнегасної ефективності розчину силікату натрію в порівнянні зі звичайною водою при гасінні модельних вогнищ класу В тонкорозпиленими струменями в лабораторних умовах.

Об'єктом експериментальних досліджень є процеси біологічного заростання та корозії внутрішнього протипожежного водопроводу, а також процеси гасіння модельних вогнищ класу В тонкорозпиленими струменями в лабораторних умовах.

Предметом експериментальних досліджень є фактори, що впливають на виникнення та подальшу інтенсивність біологічного заростання внутрішньої стінки протипожежного трубопроводу у разі додавання до води силікату натрію, а також визначення впливу на вогнегасну ефективність такого розчину (в порівнянні зі звичайною водою) при гасінні модельних вогнищ класу В тонкорозпиленими струменями в лабораторних умовах.

На першому етапі досліджень визначались фізико-хімічні властивості води, які можуть впливати на ефективність роботи внутрішнього протипожежного водопроводу після перебування її у металевому трубопроводі за певний період часу. Визначивши властивості води, за формулою та критеріями А.Г. Камерштейна [9], можна розрахувати значення щорічного приросту абсолютної шорсткості, спрогнозувати інтенсивність біологічного заростання трубопроводу.

Для проведення дослідів було взято нову сталеву водопровідну трубу, що відповідає вимогам [9].

У таблиці 1 наведені загальні характеристики сталеві труби згідно з сортаментом [10].

Таблиця 1

Загальні характеристики сталеві труби

d_y , мм	d_3 , мм	Легкі, з номінальним тиском до 4 атм.		
		S , мм	Маса 1 м, кг	Nt , м
25	33,5	2,8	25	33,5

де d_y – умовний діаметр труби; S – товщина стінки труби; d_3 – зовнішній діаметр труби; Nt – кількість метрів в тоні.

Фрагмент трубопроводу був розрізаний на вісім рівних частин. На рис.4 показані фото труби, що використовувалась для дослідів.



Рис. 4. Фото труби, що використовувалась для дослідів

По завершенні строку дослідження, зразки з водою було розпломбовано, воду передано на аналіз для визначення показника окиснюваності. Окиснюваність є інтегрованим показником, що показує вміст у воді окиснюваних речовин, в першу чергу – органічних. Крім того, на окиснюваність впливає і вміст ряду неорганічних речовин, зокрема, іонів заліза (II). Наявність у воді високого показника окиснюваності свідчить про те, що така вода потенційно має високий вміст органічних речовин, що сприяє інтенсивному біологічному заростанню, так як органічні речовини, що вона містить, є поживними для мікроорганізмів. Окиснюваність є одним з непрямих методів визначення кількості органічних речовин у воді [11]. Норма окиснюваності для питної води за [12] повинна бути не більше 5 мг/О₂дм³.

За результатами лабораторного аналізу були отримані такі середні значення показників окиснюваності (табл.3).

На рис. 5 зображено діаграму залежності впливу наявності силікату натрію на значення показника окиснюваності.

Таблиця 3

Середні значення окиснюваності за результатом лабораторного аналізу

№ зразку	Концентрація Na_2SiO_3 , % у водному розчині	Окиснюваність, $\text{мг}/\text{O}_2\text{дм}^3$
1	вода питна за ДСТУ 7525:2014 без домішок	74,0
2	вода питна за ДСТУ 7525:2014 з 0,01 % вмістом Na_2SiO_3	73,0
3	вода питна за ДСТУ 7525:2014 з 0,03 % вмістом Na_2SiO_3	52,0
4	вода питна за ДСТУ 7525:2014 з 0,05 % вмістом Na_2SiO_3	43,0
5	вода питна за ДСТУ 7525:2014 з 0,1 % вмістом Na_2SiO_3	41,0
6	вода питна за ДСТУ 7525:2014 з 0,25 % вмістом Na_2SiO_3	41,0
7	вода питна за ДСТУ 7525:2014 з 0,5 % вмістом Na_2SiO_3	40,0
8	вода питна за ДСТУ 7525:2014 з 1,0 % вмістом Na_2SiO_3	39,0

Показник окиснюваності, $\text{мг}/\text{O}_2\text{ дм}^3$ 

Рис. 5. Діаграма залежності впливу наявності силікату натрію на значення показника окиснюваності

За результатом даного дослідження можна визначити певну закономірність впливу вмісту силікату натрію у воді на значення показника окиснюваності та зробити висновок, що наявність у воді від 0,5% до 1% рідкого натрієвого скла в порівнянні зі звичайною питною водою зменшує органічну активність у воді, що може привести до уповільнення процесу заростання майже в два рази. Зростання окиснюваності звичайної питної води при її тривалому перебуванні у водопроводі (особливо за відсутності циркуляції) може пояснюватись переходом заліза зі стінок труби у воду у вигляді іонів заліза (II) унаслідок корозійних процесів. Додавання ж до води

силікатів зменшує винос заліза у воду внаслідок утворення на поверхні плівки силікатів, що перешкоджає корозійним процесам шляхом зв'язування іонів заліза (II) аніонами кремнієвої кислоти у нерозчинні силікати.

Дані результати є дуже важливими для розв'язання проблеми ефективної довготривалої експлуатації системи внутрішнього протипожежного водопроводу висотних будівель, а саме забезпечення необхідної витрати води та напору в кран-комплектах на останніх поверххах висотної будівлі як найвіддаленіших точках від насосної станції.

Для визначення впливу рідкого натрієвого скла при додаванні його у воду на вогнегасну ефективність такого розчину проведено дослідження вогнегасної здатності води з вмістом рідкого натрієвого скла, які виконували за експрес-методикою дослідження вогнегасної ефективності водних вогнегасних речовин під час гасіння вогнищ пожежі класу В тонкорозпиленими струменями за методикою, яка розроблена в УкрНДІЦЗ. Експеримент проводили в лабораторії у витяжній шафі з примусовою вентиляцією за таких кліматичних умов:

- температура повітря від 21°C ($\pm 0,5$);
- відносна вологість повітря: від 69% ($\pm 1,0$);
- атмосферний тиск від 730 мм рт. ст. ($\pm 1,0$)

Для дослідження зразків водних вогнегасних речовин для гасіння вогнищ класу В тонко розпиленими струменями використовують стенд, що зображений на рис. 6.

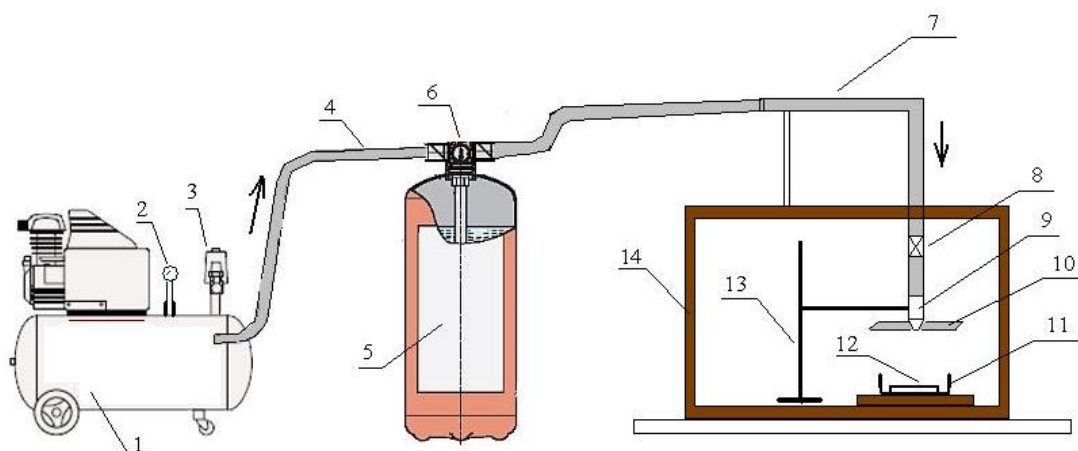


Рис. 6. Стенд для експериментальних досліджень з визначення відносної вогнегасної ефективності водних вогнегасних речовин для гасіння вогнищ класу В тонкорозпиленими струменями:

1 – компресор; **2** – манометр; **3** – запобіжний клапан; **4** – трубопровід подачі робочого газу ; **5** – ємність для ВВР на базі вогнегасника; **6** – наливна горловина з запірною арматурою, **7** – трубопровід подавання ВВР на зрошувач; **8** – запірний вентиль; **9** – перехідник з форсункою-розпилювачем з інтенсивністю подавання ВВР 1,0...2,5 мл/с струменем з кутом розкриття 45° за тиску 0,7...0,9 МПа; **10** – захисний екран; **11** – піддон; **12** – деко; **13** – штатив; **14** – витяжна шафа для проведення дослідів

Методика проведення експерименту полягає в тому, що ємність на базі водного вогнегасника заповнюють водною вогнегасною речовиною (далі - ВВР), а за допомогою компресора в ємності створюють надлишковий тиск. У камері для гасіння на рівній горизонтальній поверхні встановлюють у піддон металеве деко. Заливають в деко дистильовану воду, а пізніше паливо в кількості, що визначено методикою. Паливо у деці підпалюють. Після 30 с вільного горіння відкривають запірний кран і починають подавати тонко розпилену ВВР на поверхню підпаленої рідини протягом не більше 30 с до досягнення гасіння.

При успішному гасінні вогнища, розмір дека збільшують та повторюють дослід. Таким чином, визначають максимальний розмір дека, яке впевнено гасилося досліджуваною ВВР.

Суть визначення показника відносної вогнегасної ефективності, полягає у порівнянні значення показника критичної інтенсивності подавання води ($I_{крH_2O}$) для гасіння модельного вогнища та показника критичної інтенсивності подавання ВВР ($I_{крВВР}$) для гасіння модельного вогнища з максимальним розміром дека, яке впевнено гасилося досліджуваною ВВР.

У таблиці 4 наведені значення концентрації рідкого натрієвого скла (Na_2SiO_3) у зразках водних розчинів та результати відносної вогнегасної ефективності водних вогнегасних речовин для гасіння вогнищ класу В тонкорозпиленними струменями.

Таблиця 4

Значення концентрації рідкого натрієвого скла (Na_2SiO_3) у зразках водних розчинів та результати відносної вогнегасної ефективності водних вогнегасних речовин для гасіння вогнищ класу В тонкорозпиленними струменями

Номер зразка	досліджувана речовина (Концентрація Na_2SiO_3 у воді питній за ДСТУ 7525:2014, %)	густина досліджуваної речовини, г/см ³	кількість горючої речовини (нефраз), мл	витрата вогнегасної речовини (R), мг/с	площа дека, яке впевнено гасилося досліджуваною ВВР (S), м ²
1	Вода без додавання Na_2SiO_3	1,0	40	1,1	0,00758
2	0,1	1,01	47	1,09	0,00949
3	0,5	1,012	57	1,07	0,011304
4	1,0	1,016	66	1,03	0,01326

У результаті розрахунків визначено, що водний розчин з 1% вмістом Na_2SiO_3 при гасінні вогнищ класу В тонкорозпиленними струменями в порівнянні з водою має показник відносної вогнегасної ефективності – 1,96. Тобто, даний розчин фактично вдвічі ефективніший за звичайну воду.

Виходячи з отриманих результатів, можна зробити висновок, що підвищення ефективності при гасінні модельного вогнища класу В тонкорозпиленими струменями відбувається за рахунок наявності у розчині солей Na.

Висновки

1. Дослідження показали, що застосування рідкого натрієвого скла в закритих системах внутрішнього протипожежного водопроводу в концентраціях від 0,5...1% суттєво зменшує процес окиснювання, що призводить до зниження активності корозійних процесів та процесів біологічного заростання внутрішньої поверхні трубопроводу.

2. Додавання рідкого натрієвого скла до води в концентраціях до 1%, підвищує її відносну вогнегасну здатність майже вдвічі при гасінні вогнища класу В тонкорозпиленими струменями в лабораторних умовах в порівнянні зі звичайною водою.

Список літератури

1. *Никольский Б.П.* Справочник химика. Том 1. Общие сведения строения веществ. «Химия». – Л., 1976. – 1022 с.
2. *Борсук П.А., Лясс А.М.* Жидкие самотвердеющие смеси. – М., 1999. – 344 с.
3. СП 41-101-95 «Свод правил по проектированию и строительству. Проектирование тепловых пунктов». – Минстрой России, 1997. – 95 с.
4. СанПиН 2.1.4.2496-09 «Гигиенические требования к обеспечению безопасности систем горячего водоснабжения».
5. *Инструкция* на противокоррозионную обработку воды жидким стеклом. Утверждено приказом Министерства жилищно-коммунального хозяйства РСФСР от 21 ноября 1986 г. № 495.
6. *Акользин П.А.* Предупреждение коррозии оборудования технического водо- и теплоснабжения // Металлургия. – Москва, 1988. – 96 с.
7. *Сізіков О.О., Ніжник В.В., Уханський Р.В., Балло Я.В.* Негативні особливості експлуатації систем внутрішнього протипожежного водопроводу у висотних будівлях // Науковий вісник № 29, 2014 р. – С. 30-38.
8. *Типові труби після строку експлуатації* / masterok.livejournal.com. – режим доступу: <http://masterok.livejournal.com/1488617.html>.
9. *Камерштейн А. Г., Ручимский М. Н., Рождественский В.В.* Расчет трубопроводов на прочность – М.: ВГОСТОПТЕХИЗДАТ, 1983. – 375 с.
10. ГОСТ 3262-75 Трубы стальные водогазопроводные. Технические условия.
11. *Лурье Ю.Ю.* Справочник по аналитической химии. – М.: Химия, 1979. – 480 с.
12. ДСанПіН 2.2.4-171-10 Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання.

Надійшло до редакції 12.11.2015

Н.Н. БЕЛЯЕВ, доктор технических наук

Днепропетровский национальный университет железнодорожного транспорта
им. академика В. Лазаряна

Н.П. НЕЧИТАЙЛО, кандидат технических наук

Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры,
г. Днепропетровск

А.О. АНТОНОВ

Днепропетровский монтажный техникум, г. Днепропетровск

ОБРАБОТКА ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД ПРИ ПОМОЩИ МЕТАНОВОГО БРОЖЕНИЯ – ПУТИ УЛУЧШЕНИЯ ТЕХНОЛОГИИ

Впровадження установок метанового зброджування не можна зводити лише до отримання теплової та електричної енергії, необхідно розглядати й інші аспекти, насамперед природоохоронну.

Ключові слова: осад стічних вод, міські стічні води, методи утилізації, стабілізація, метантенк, біогаз.

Внедрение установок метанового сбраживания нельзя сводить только к получению тепловой и электрической энергии, необходимо рассматривать и другие аспекты, прежде всего природоохранную.

Ключевые слова: осадки сточных вод, городские сточные воды, методы утилизации, стабилизация, метантенк, биогаз.

The introduction of methane fermentation plant can not be reduced only to the production of heat and electricity, it is necessary to consider other aspects, primarily environmental.

Key words: sewage sludge, municipal wastewater disposal methods, stabilization, digester biogas.

Осадок сточных вод является продуктом очистки городских стоков. В исходном виде осадки представляют собой источник загрязнения окружающей среды. Если сточные воды после надлежащей очистки вновь возвращаются в водоем или на повторное использование, то выделенные в процессе обработки осадки постоянно накапливаются и проблема их размещения и удаления с каждым годом становится все более актуальной. Количество осадков сточных вод постоянно растет и представляет собой потенциальную угрозу для окружающей среды, поскольку они относятся к 3-4 классу опасности, из-за содержания тяжелых металлов и токсичных элементов[1,17]. Проблема обработки осадка является очень актуальной во всем мире. Существующие технологии позволяют обезвоживать осадок до 60% [2,263]. Цель обработки осадков сточных вод:

- получение полезных компонентов,
- уменьшения его объема,
- возможность использования его как сырья после обработки,
- снижение класса опасности;
- упрощение утилизации отходов с целью минимизации ущерба наносимого окружающей среде.

Простые технологии утилизации при помощи иловых площадок весьма не эффективны [3,39]. Утилизация осадков таким способом - это не рациональное использование земельных ресурсов и продуктов, которые возможно извлечь из биоресурса.

Фильтр-прессование весьма эффективно, однако требует больших затрат реагентов и энергии.

Осадки городских сточных вод содержат большое количество органических веществ, иногда их количество достигает 75%, а также могут содержать до 6 % – азота, до 8 % – фосфора, до 0,6 % – калия [4,8]. Осадок сточных вод представляет ценность как биоресурс который необходимо использовать, а не складировать. На рис. 1 представлены возможные схемы обработки и утилизации осадков. На данной схеме видно что после стабилизации осадка сточных вод, его можно использовать в сельском хозяйстве или в производстве строительных материалов. А при анаэробной стабилизации осадков сточных вод можно получать биогаз и удобрения.



Рис. 1. Схемы обработки и утилизации осадков.

Стабилизация осадка является неотъемлемой частью обработки осадков. Разложение органических веществ в кислой среде (процесс гниения осадков сточных вод) сопровождается выделением неприятных запахов, образованием коллоидных и мелкодисперсных частиц, которые приводят к ухудшению влагоотдачи осадка.

Стабилизация осадка является неотъемлемой частью обработки осадков. Разложение органических веществ в кислой среде (процесс гниения осадков сточных вод) сопровождается выделением неприятных запахов, образованием коллоидных и мелкодисперсных частиц, которые приводят к ухудшению влагоотдачи осадка.

Основой стабилизации является изменение физико-химических свойств осадков, что сопровождается «придушением» жизнедеятельности бактерий кислого брожения, а также путем разложения органической части до простых соединений или продуктов. Эффект стабилизации осадка может быть получен разными методами биологическими, химическими, физическими, а также их комбинацией. Целесообразность применения того или иного метода стабилизации определяется рядом условий, главными из которых являются вид осадков, их количество, возможность и условия дальнейшего использования, наличие территории для их размещения. Поскольку осадки бытовых сточных вод содержат органические вещества, считается рациональным использовать метантенки для анаэробного сбраживания.

Технологии анаэробного метанового брожения обретают все большую популярность поскольку вырабатывают важный энергоресурс – метан. Актуальным становится вопрос интенсификации и оптимизации процесса.

Интенсификацию процесса метанового брожения проводят для достижения следующих целей:

- сокращение продолжительности сбраживания при достижении заданной степени распада с целью уменьшения объемов сооружений;
- повышение количества биогаза, выделяющегося в процессе брожения, с целью его использования для сокращения затрат на обогрев самих метантенков и дополнительного получения других видов энергии;
- увеличение содержания метана в биогазе с целью повышения его теплоты сгорания и эффективности утилизации;
- достижение хорошего уплотнения и водоотдающих свойств сброженного осадка с целью сокращения затрат на сооружения для его обезвоживания.

В современном развитии технологии сбраживания можно выделить два направления:

- 1) микробиологических методы – заключаются в выводе новых штаммов бактерий использование БАДов и коферментации.
- 2) конструктивно-технологических методы – относятся:
 - перемешивание;
 - температура;
 - разделение метанового брожения на стадии.

Перемешивание содержимого метантенка необходимо проводить с целью обеспечения эффективного использования всего объема метантенка, исключения образования мертвых зон, предотвращения расслоения осадка, отложения песка и образования корки, выравнивания температурного поля.

Кроме того, перемешивание должно способствовать выравниванию концентраций метаболитов, образующихся в процессе брожения и являющихся промежуточными субстратами для микроорганизмов или ингибиторами их жизнедеятельности, а также концентрации токсичных веществ, содержащихся в загружаемом осадке, поддержанию тесного контакта между бактериальными ферментами и их субстратами и т.д. Таким образом, перемешивание предназначено для поддержания однородности среды. Вместе с тем существует некоторый предел интенсивности перемешивания, превышение которого может привести к недопустимому физическому отрыву отдельных групп бактерий друг от друга, а также от частиц субстрата, с которыми у бактерий имеется тесное сродство. При плохом перемешивании снижается эффективный объем метантенка и сокращается время пребывания в нем осадка, а, следовательно, распад органического вещества и выход биогаза [5,43]. Последним достижением в перемешивании субстрата являются технология гидравлического перемешивания [6,115], которая позволяет перемешивать субстрат на 99,8%.

Температура является не менее важным влияющим фактором. Поддержания оптимальных температур влияет на активность жизнедеятельности бактерий, а, следовательно, и на весь процесс метанового брожения [7,148]. Метановое брожение бывает трех видов:

1. психрофильное (брожение происходит при $t = 17...20\text{ }^{\circ}\text{C}$)
2. мезофильное (брожение происходит при $t = 33...35\text{ }^{\circ}\text{C}$)
3. термофильное (брожение происходит при $t = 53...57\text{ }^{\circ}\text{C}$)

Психрофильное брожение возможно использовать в странах где среднегодовая температура составляет 25°C , а длительность процесса сбраживания достигает 55 дней, при этом наблюдается незначительный выход биогаза. Мезофильное брожение на протяжении долгого времени считалось самым оптимальным, поскольку не требует значительных энергозатрат и длительность процесса не превышает 35 дней. Термофильный режим и по сей день считается энергозатратным и экономически невыгодным поскольку требует поддержания высокой температуры и предварительной подготовки субстрата. При термофильном режиме наблюдается значительное увеличение интенсивности процесса который происходит в течении 10-14 дней, и также следует отметить что вследствие высоких температур происходит дегельминтизация субстрата. На данном этапе развития технологии метанового брожения актуальным стал вопрос мезофильно-термофильного режима.

Разделение стадий метанового брожения является практически не исследованным способом оптимизации процесса метанового брожения. И сложнейшим поскольку необходимо определить взаимосвязи различных видов микроорганизмов.

Современное представление об анаэробном метановом сбраживании включает четыре взаимосвязанных стадии [5]:

I) стадия ферментативного гидролиза нерастворенных сложных органических веществ с образованием более простых растворенных веществ;

II) стадия кислотообразования с выделением короткоцепочечных летучих жирных кислот (ЛЖК), аминокислот, спиртов, а также водорода и углекислого газа (кислотогенная стадия);

III) ацетогенная стадия превращения ЛЖК, аминокислот и спиртов в уксусную кислоту, диссоциирующую на анион ацетата и катион водорода;

IV) метаногенная стадия – образование метана из уксусной кислоты, а также в результате реакции восстановления водородом углекислого газа.

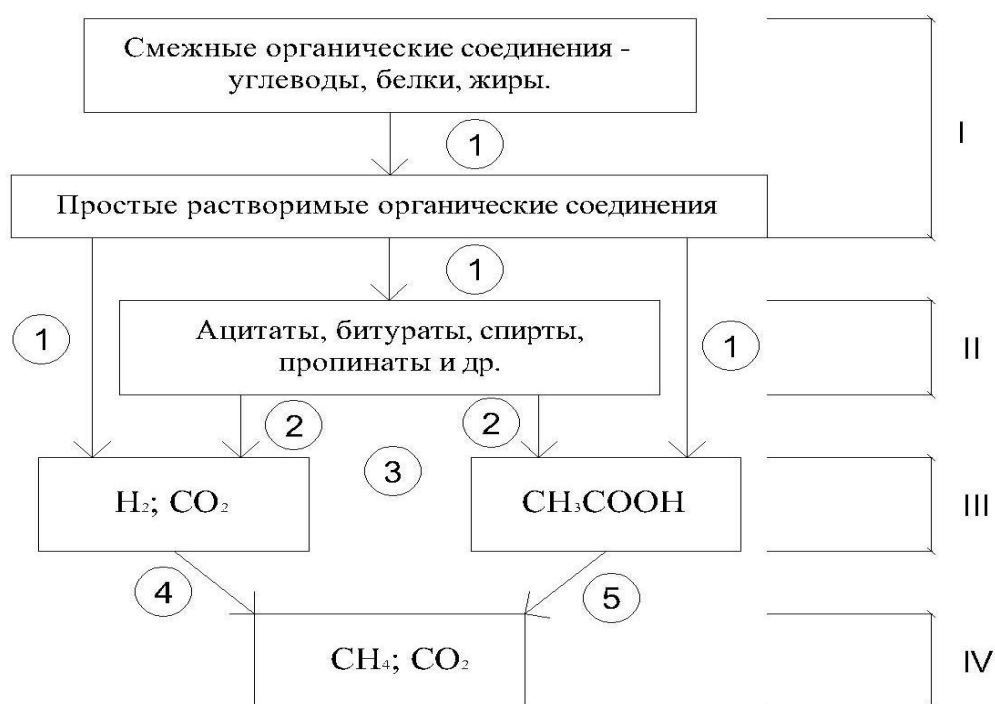


Рис 2. Схема анаэробного метанового сбраживания осадков

1-5 – участвующие группы бактерий; 1 – ферментативные кислотогены; 2 – ацетогены, образующие H_2 ; 3 – ацетогены, использующие H_2 ; 4 – метаногены, восстанавливающие CO_2 ; 5 – метаногены, использующие ацетат

В каждой стадии сбраживания учувствуют свои штаммы бактерий, в целом учувствует приблизительно 50 видов бактерий, и у каждого вида свои требования к хорошему развитию. Оптимизация разделения стадий заключается в создании оптимальных условий для каждой стадии.

В современной практике применяются двухстадийные и трехстадийные метантенки, которые работают в мезофильно-термофильном и термофильно-мезофильном режимах. Современные двухстадийные метантенки имеют множество конструктивных решений. Они позволяют регулировать такие показатели как pH, температуру, степень смешивания

субстрата разных стадий и давление; что позволяет добиться увеличения выхода биогаза в 1,5 раза.

Разделения стадий метанового брожения до сих пор является не решенным, поскольку не существует общепринятой модели, которая математически представила б наше понимание процесса.

Выводы

– Проблема утилизации осадков городских сточных вод нуждаются в более качественном изучении, что представляет экономическую и экологическую ценность для энергобезопасности Украины, которая нуждается в энергетических ресурсах, попутно это приведет к улучшению экологической обстановки.

– Необходимо разработать математическую модель, которая будет учитывать биохимические процессы каждой стадии сбраживания осадка сточных вод.

– Необходимо создание технологической схемы, на современном уровне развития технологии, которая обеспечит оптимальные условия брожения.

– Снизить затраты энергетических ресурсов на поддержания процесса сбраживания осадков сточных вод.

Список литературы

1. *Янко В. Г.* Обработка сточных вод и осадка в метантенках/ Янко В. Г., Янко Ю.Г.// – К.: Будівльник,1978. – С. 17-19.
2. *Яковлев С.В.* Канализация/Яковлев С. В., Карелин Я. А., Жуков И. А., Колобанов С.К. – М.: Стройиздат, 1975. – С. 263 –310.
3. *Долина Л.Ф., Бушина Л.Т.* К вопросу обработки и утилизации осадков городских сточных вод//Экология и промышленность – 2005 С. 39-45.
4. *Куликова А.Х., Захаров Н.Г., Вандышев И.А., Шайкин С.В., Карпов А.В.* Проблема утилизации осадков сточных вод в качестве удобрения сельскохозяйственных культур// Земледелие, почвоведение, растениеводство. – 2003. – С. 8-18.
5. *Гюнтер Л.И.* Метантенки / Л.И. Гюнтер, Л.Л. Гольдфарб. – М.: Стройиздат, – 1991. – С. 43-45.
6. *Трахунова И.А.* Повышение эффективности анаэробной переработки органических отходов в метантенке с гидравлическим перемешиванием на основе численного эксперимента. – Диссер....канд.техн.наук . – Казань. – 2014. – 115 с.
7. *Баадер В.* Биогаз: теория и практика / В. Баадер, Е. Доне, М. Бренндерфер. – М.: Колос, 1982. – 148 с.
8. *ДБН В.2.5-75:2013.* Канализация. Внешние сети и сооружения. Основные положения проектирования. – К.: Мінрегіон України., 2013.

Надійшло до редакції 15.11.2015

М. П. БОСАК, кандидат технічних наук
О.Г. ГВОЗДЕЦЬКИЙ
Національний університет "Львівська політехніка"

ВРАХУВАННЯ ІНЕРЦІЙНОСТІ ТА ЕЖЕКЦІЇ ПОТОКУ В РОЗРАХУНКАХ ТРУБЧАСТО-ЩІЛИННОГО ВОДОЗАБОРУ

У статті представлено аналіз кінетики потоку та методику розрахунку трубчасто-щілинного водозабору з врахуванням інерційності та ежекції потоку по його довжині.

Ключові слова: трубчасто-щілинний водозабір, кінетика потоку води по довжині трубчасто-щілинного водозабору.

В статье представлены анализ кинетики потока и методика расчета трубчато-щелевого водозабора с учетом инерционности и эжекции потока по его длине.

Ключевые слова: трубчато-щелевой водозабор, кинетика потока воды по длине трубчато-щелевого водозабора.

Analysis of kinetics of stream as well as techniques of calculation of a water-intake pipelines with lateral water-receiving apertures (inertia and ejection of the stream along it being taken into account) are presented in this article.

Key words: water-intake pipeline with lateral water-receiving apertures, kinetics of water stream along a water-intake conduit with lateral water-receiving apertures.

Вступ

В системах технічного водопостачання джерелом води в яких є водоймища, в якості водозабірних споруд переважно використовують відкриті підвідні канали, і рідше закриті глибинні трубопроводи або галереї [1,107-118; 2,219]. З відкритих водозабірних споруд також відома розгалужена водозабірна споруда в складі обігових систем технічного водопостачання (СТВ) [3,1]. У цій статті досліджено гідравліку водозабірної трубчастої споруди з бічними водоприймальними вікнами яка застосовується в системі технічного водопостачання теплової електростанції. Такий трубчастий водозбір вирізняється порівняно великими бічними водоприймальними вікнами, площею кожного 0,5...1,2 м², влаштованими на водозабірному оголовку великого діаметра. Гідравлічний режим таких водозабірних споруд недостатньо вивчений, зокрема щодо частки відбору води по довжині розміщених водозабірних вікон, та швидкості води безпосередньо біля них у прилеглий акваторії, що важливо з умов рибоохорони, та є актуальністю цієї роботи.

Аналіз існуючих методів розрахунку трубчастих водозаборів

Донні трубчасті водозабори з водоприймальними вікнами (ВВ) є нетиповими спорудами для відбору великих обсягів води. При виконанні гідравлічних розрахунків водозбірних трубопроводів необхідно знати притік води по їх довжині та відповідні розміри ВВ, а також втрати напору по довжині та на місцевих гідравлічних опорах. Відповідної методики для цього у літературних джерелах нами не виявлено.

Щодо розрахунків втрат напору у занурених трубчастих водозаборах, то як частково подібними можна розглядати гідравлічні розрахунки водозбірних променевих трубопроводів [4,43], а також дірчастих водозбірних трубопроводів в складі фільтрувальних споруд [5,48]. У праці [5,54] рекомендовано окремі формули для гідравлічних втрат напору по довжині перфорованих труб та звичайних (без перфорації) труб діаметром 100...250 мм в напірних водоносних пластах інфільтраційних водозаборів. Суттєвим та конкретним внеском до даної тематики є оптимізація гідравлічних розрахунків бокового водоприймального отвору зануреного риботранспортного лотка в складі рибозахисної споруди [6,44], для якого визначені коефіцієнти витрати μ та коефіцієнти швидкості залежно від ширини отвору. У роботі [8,28] наведено теоретичний аналіз коефіцієнта витрати води водоприймального оголовка з суцільними боковими щілинами та з напрямними стінками, а також результати лабораторних досліджень коефіцієнта витрати для такого оголовка без напрямних стінок.

Конструкція досліджуваної нами споруди відрізняється наявністю ряду окремих вікон по довжині водозабірному трубопроводу великого діаметру.

Згідно з методикою, наведеною в науковій праці [7,15], розрахунок трубопроводів з водоприймальними отворами ведеться поступально короткими ділянками в напрямку течії.

Відтак, на наш погляд, відомі методи гідравлічних розрахунків водозбірних трубопроводів, не враховують окремих особливостей гідравлічних процесів, які характерні для трубчастих водозаборів великих діаметрів з рядом водоприймальних вікон по довжині.

Мета роботи – удосконалення методики гідравлічного розрахунку великих водозабірних трубопроводів з водоприймальними вікнами.

Конструктивні особливості дослідного водозабірної оголовка

Об'єкт теоретичних досліджень – діюча глибинна водозабірна споруда системи технічного водопостачання Запорізької ТЕС. Предмет досліджень – гідравлічні особливості потоку у водозабірному оголовку з рядом бокових водоприймальних вікон по його довжині. Розрахунковий водовідбір становить $Q = 66 \text{ м}^3/\text{с}$. За своєю конструкцією водозабірна споруда виконана в формі трубчастого оголовка (два крила діаметром 4,0 м), з двосторонніми водоприймальними вікнами (рис. 1). Висота водоприймальних вікон (ВВ) становить 1,0...1,3 м, ширина – 0,5...1,0 м, а їх загальна площа $\Sigma\omega_i \approx 30 \text{ м}^2$. Довжина кожного крила ВО становить близько 40 м. Вона визначена з умови

розміщення необхідної кількості ВВ. Забір води одним крилом водозабірною оголовка (ВО) становить 33 м³/с.

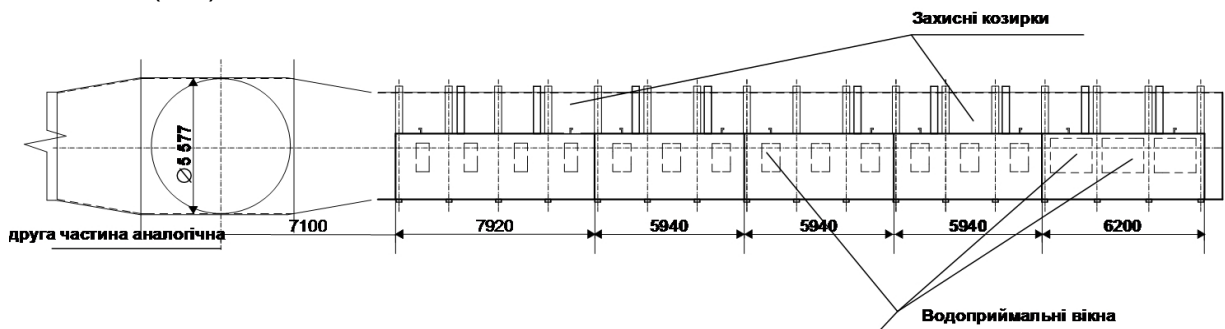


Рис. 1. Конструкція оголовка водозабірної споруди Запорізької ТЕС

Вода з ВО надходить підвідним трубопроводом довжиною $L = 290$ м та через берегову перемичку воду подають у відкритий канал і далі до блочної насосної станції системи технічного водопостачання. Зовнішній діаметр підвідного трубопроводу 5577 мм, розрахунковий внутрішній діаметр з врахуванням відкладень на його стінках $D = 5,40$ м. Розміри входних вікон фронтального водозабору головним чином визначаються з умови рибохорони допустимими при цьому швидкостями води в межах 0,2...0,4 м/с. Зауважимо, що на глибинах цього водозабору – близько 8,0 м, – мальок відсутній тому і більші швидкості води не завдають шкоди риборозведенню. Однак, малі швидкості води на вході у ВВ доцільні з умови запобігання надходження мулу і наносів в СТВ. Середня швидкість води в акваторії безпосередньо біля контуру ВО становитиме близько 0,4 м/с при відборі води усіма його 32-а вікнами.

Кінетика потоку води у водозабірному оголовку з боковими водоприймальними вікнами

Потік води в оголовку глибинного трубчасто-віконного водозабору формується з транзитного потоку в трубі і потоків зовнішньої води, що надходять через ВВ по довжині ВО. Площі і розміри окремих ВВ впливають на частки відбору ними води, тому на ближній прилеглий ділянці до відвідного трубопроводу розміри ВВ повинні бути менші, інакше відбору води на початковій (за ходом води) ділянці може не відбуватись. На значення відбору води впливає різниця напору (тиску) між рівнем води у водосховищі і у каналі СТВ ЗаТЕС. Баланс діючих сил та сил опору для ділянок водозабірною оголовка можна записати як

$$\Delta P + \dot{I} = h_L + h_{ВВ}, \quad (1)$$

де ΔP – гідростатична сила перепаду рівнів води на водозборі та у відвідному каналі СТВ; $\dot{I}$ – сила інерції, яка є наслідком нерозривності потоку, що протікає в трубі; h_L , $h_{ВВ}$ – втрати напору по довжині труби та місцеві втрати напору на вході крізь ВВ.

У трубчасто-віконних водозбірних трубопроводах великого діаметра інерція маси води в напрямку водовідбору сприяє ежекції води крізь ВВ. Про долучення до основного потоку зовнішньої води крізь водоприймальні отвори, внаслідок ежекції, підтверджено також у роботі [6,44-46]. При цьому

встановлено, що частка ежекції додаткової води крізь водоприймальний прямокутний отвір становить лише 3...10% від основного потоку при перепаді рівнів води близько 0,03 м, коефіцієнт витрати був $\mu = 0,25...0,60$, а при ширині отвору більше 1,25 м ежекції води не відбувалося.

Безпосередньо перед початком роботи трубопровід-збирач ВО заповнений водою. Коли розпочинається відбір води в системі технічного водопостачання течія води по довжині трубопроводу-збирача однакового діаметра буде плавно змінною за величиною швидкості та витрати води. Різкозмінна течія характерна для трубопроводів змінних поперечних перерізів, або ж у випадку суттєво менших площ ВВ по відношенню до площі поперечного перетину труби ВО.

В натурних умовах зону дії сили інерції потоку наглядно спостерігають на водовипусках з відкритих відвідних каналів у водойми-охолодники ТЕС і АЕС, де шлейф вихідного потоку простягається на відстань 50...100 м в акваторію водойми. Також інерція потоку ефективно використовується в ежекторних спорудах для зменшення температури води що скидається на водовипусках у водоймище.

Зауважимо, що при сумарній площі ВВ більшій за площу трубопроводу однакового діаметра неможливо забезпечити цілком рівномірний відбір води по довжині ВО без спеціальних конструктивних пристроїв. В цій споруді для рівномірнішого відбору води по довжині ВО з водоприймальними вікнами на його початку вікна влаштовані вужчими.

Усі ВВ по довжині оголовка знаходяться під однаковим гідростатичним зовнішнім тиском, таким як і перше вікно, тобто повний напір по довжині ВО буде однаковим. Перепад тиску води на ВВ початкової за потоком від торця ділянки ВО буде більшим, ніж на його кінцевій ділянці. Проте сили інерції по довжині трубопроводу і нерозривність потоку води та порівняно велика площа ВВ на початковій ділянці ВО сприятимуть збільшенню частки відбору води саме на цій ділянці (рис. 2, поз. 3), що необхідно враховувати в розрахунку.

Надходження води крізь ВВ на середній та кінцевій ділянках водозабірної оголовка відбувається в наповнене водне середовище, переважно, в результаті її підсмоктування основним транзитним потоком. Отже кінетика потоку води трубчасто – віконного водозабору відрізняється від протікання єдиного суцільного потоку в трубі з місцевими звуженнями або ж витікання води крізь великі отвори. Тому застосування розрахункових формул аналогічних як для течії у трубопроводі зі звуженнями є проблематичним, оскільки в цьому випадку йдеться про різні потоки, а надходження стороннього потоку в певних об'ємах відразу істотно впливає на параметри основного потоку.

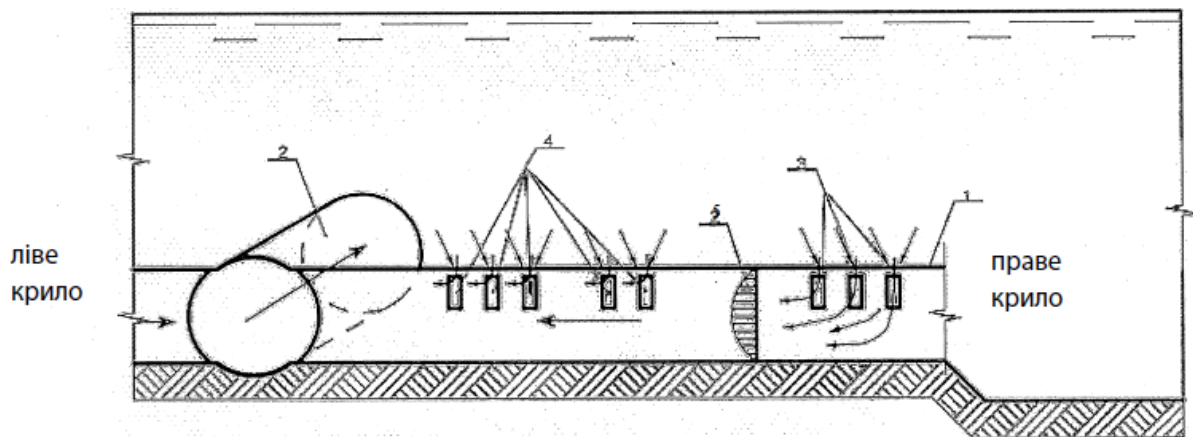


Рис. 2. Схема потоків води у водозабірному оголовку крізь водоприймальні вікна:
1 – водозабірний оголовок (праве крило); **2** – відвідний трубопровід;
3 – основний потік води у трубопроводі-збирачі; **4** – підсмоктування та долучення води у пристінному шарі транзитного потоку; **5** – епюра швидкостей у водозабірному оголовку

Методика гідравлічного розрахунку трубчасто-віконного водозабору

При визначенні розмірів водоприймальних вікон та їх розміщення по довжині ВО дотримуємось наступних правил:

- загальна площа ВВ повинна бути більшою (щонайменше на 30%) від площі ВО (з умов рибохорони, а також для надійності роботи у випадку засмічення окремих ВВ;
- забезпечення якомога рівномірного відбору води по довжині ВО.

Враховуючи вищенаведене мінімальна загальна площа всіх ВВ для одного крила цього ВО становить 16 м². Якщо ВВ розмістити рівномірно через 1,0 м на довжині 32 м кожного крила ВО, то на 1 м погонний припадатиме по 1,0 м² водоприймальних вікон, при двосторонньому розміщенні ВВ. Тобто площа одного ВВ буде 0,5 м². Втрати напору по довжині водовідвідного трубопроводу з $D = 5,40$ м, згідно формули (2) [1,552] становлять 0,25 м. Цей перепад диктує різниці рівнів води між водозабором та підвідним каналом СТВ.

$$h = 0,001735 \cdot L \cdot \frac{Q^2}{D^{5,3}}. \quad (2)$$

Якщо виконувати розрахунок площі ВВ за методикою для коротких трубопроводів або водопропускних труб [10,177], то при цьому отримаємо мале значення коефіцієнта витрати ($\mu \approx 0,45$), а відтак надто великі площі ВВ. У результаті виконаного в першому наближенні розрахунку для умови рівномірного відбору води отримано надто великі площі вікон для кінцевої ділянки водозабірної оголовки. Рівномірніший відбір води по довжині ВО можна забезпечити при малій площі окремих ВВ, а відтак з великими вхідними швидкостями води, що не прийнятно через інші важливі умови, зокрема вимоги рибозахисту. Тому в другому наближенні (табл. 1) прийнято нерівномірний водозбір по довжині ВО.

Гідравлічний розрахунок ВО виконуємо для двох ділянок (початкової та кінцевої) з різною кінетикою потоку. До початкової ділянки в гідравлічному розрахунку віднесено ділянку ВО, де загальна площа ВВ є близькою до площі перерізу труби ВО, або $F_{ВВ} \leq (0,7...0,5)F_{тр}$. Можна вважати, що на початковій ділянці ВО відбирається переважний обсяг від розрахункового водозабору, тобто $(0,80...0,70)Q$. Результати розрахунків параметрів водоприймальних вікон трубчастого оголовка за різними розрахунковими методами представлено в табл.1.

Таблиця 1

Параметри водоприймальних вікон трубчастого оголовка за різними розрахунковими методами (D = 4,0 м, Q = 33 м³/с)

Показники	Розрахункові формули	Гідравлічний режим потоку на вході у ВВ	
		перетікання крізь великі отвори (початкова ділянка)	ежекція води у пристінній зоні ВО (кінцева ділянка)
Відбір води, м³/с		20...23	10...13
Швидкість води у трубопроводі ВО, м/с: – середня	$V_i = Q_i/\Omega$; $\Omega = 12,56 \text{ м}^2$	1,59...1,83	—
– у пристінній зоні (на відстані 5 см) від стінки	(6)		1,4
Перепад тиску (напору) Δp на ВВ, м вод. ст.	$\Delta p = \rho \frac{\alpha V_i^2}{2}$		0,10
Забір води крізь одне ВВ, м³/с	(4)	1,6...1,8	
	(7)		0,564 (при $\mu = 0,40$); 0,352 (при $\mu = 0,25$)
Необхідна кількість ВВ площею 1 м²		13	20...35
Довжина ділянки оголовка при двосторонньому розміщенні ВВ, м		12	20...30

Розрахунок витрати Q і відповідної площі ω водоприймальних вікон виконують в такій послідовності:

1. Визначається площа ВВ на початковій ділянці входу транзитно-заповнювального потоку аналогічно [4,191]

$$F_{ВВ} = \frac{Q}{V_{ВВ}} k \epsilon, \quad (3)$$

де ε – коефіцієнт, який враховує стиснення потоку, $\varepsilon \approx 1,1$; k – коефіцієнт, який враховує ступінь забруднення ВВ, $k \approx 1,05 \dots 1,25$; $V_{ВВ}$ – швидкість води на вході у ВВ; приймають рівною швидкості води на даній ділянці ВО, тобто $V_{ВВ} = Q_i / \omega_{ВО}$.

2. Різницю рівнів Δz води у водозаборі та відвідному каналі СТВ визначають з урахуванням втрат напору $h_{ВВ}$ на вході крізь ВВ та втрат напору на загальній довжині ВО та відвідного трубопроводу h_1 :

$$\Delta z \geq Z_1 - h_{ВВ} - h_1. \quad (4)$$

Експериментальне значення коефіцієнта місцевого гідравлічного опору встановлено в залежності від ширини B водоприймального отвору, $\zeta = f(B) = 0,2 \dots 0,8$ [6,52]. При цьому максимально можливі місцеві втрати напору становлять $h_{ВВ} = 0,16$ м.

3. Вікна кінцевої і середньої ділянок ВО не припустимо на наш погляд розраховувати на середню швидкість потоку води у ВО та відповідний перепад тисків, адже надходження зовнішньої води відбувається в зоні пристінного шару транзитного потоку. Тому глибина її проникнення може бути лише на значення зниження п'єзометричної лінії визначеної для швидкості води в конкретній зоні поперечного перерізу трубопроводу. При гідравлічному розрахунку ВВ кінцевої частини ВО за розрахункову приймаємо пристінну швидкість підсмоктування (проникнення) зовнішньої води. Режим течії в цьому трубопроводі турбулентний, швидкість води U_x на відстані y від стінки труби можна розрахувати згідно формули [11,157].

$$\frac{U_x}{U_*} = 7,8 + 5,75 \cdot \lg \left(\frac{y}{\Delta_e} \right) \quad (5)$$

де U_* – динамічна швидкість води; y – відстань від стінки трубопроводу до розрахункової точки; Δ_e – еквівалентна шорсткість, прийнято $\Delta_e = 2$ мм.

Можливий забір води, м³/с водоприймальними вікнами на ділянці ВО внаслідок її підсмоктування визначимо з формули

$$Q = F_{ВВ} \cdot \mu \cdot \sqrt{\frac{2}{\rho} \cdot (p_1 - p_2)} \quad (6)$$

де ρ – густина води, кг/м³; p_1 – абсолютний тиск води перед входом у водоприймальні вікна оголовка (тиск зовні оголовка), Па; p_2 – розрахунковий тиск в місці долучення струменя після входу в оголовок, Па; μ – коефіцієнт витрати для водоприймального вікна; $\mu = 0,25 \dots 0,50$ [6,50], $\mu = 0,6 \dots 0,8$ [9,38].

Для точніших розрахунків необхідні експериментальні значення коефіцієнтів μ для таких вхідних отворів. Для збільшення частки відбору води в кінцевій частині ВО рекомендуємо влаштування кишенькових водоприймальних вікон по його довжині (рис.3). Їх заглиблюють у водозбірний трубопровід до зони середньої швидкості, яка знаходиться на відстані $0,25r$, де r – радіус труби (для цього діаметра ВО на глибину $0,4 \dots 0,5$ м). Кишенькова конструкція забезпечує стримання гідродинамічного тиску

транзитного потоку у пристінній зоні ВВ, а відтак – більший перепад тиску і більший відбір зовнішньої води вікнами трубчастого водозабору.

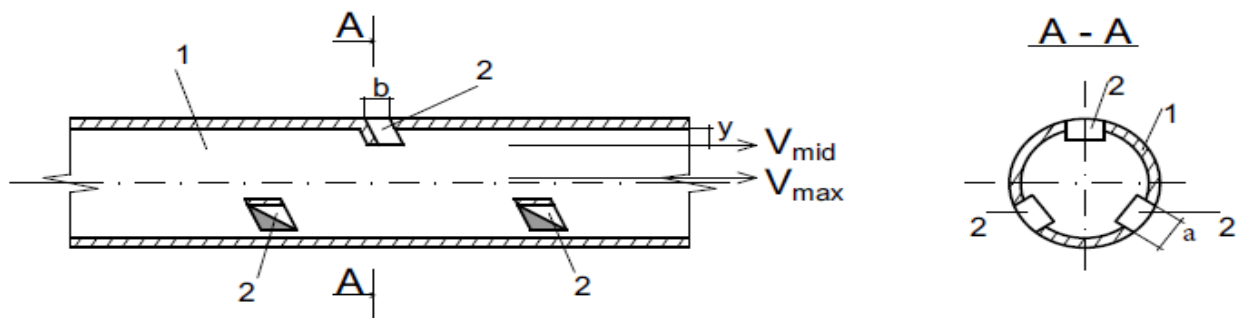


Рис. 3. Трубчато-кишеньковий водозабірний оголовок:

1 – трубчастий оголовок; **2** – водоприймальні кишені; **a** – висота вікна; **b** – ширина вікна; **y** – відстань від стінки трубопроводу до розрахункової точки; V_{mid} – середня швидкість руху води в трубопроводі; V_{max} – максимальна швидкість руху води в трубопроводі

Висновок

У водозабірному оголовку з бічними водоприймальними вікнами, влаштованими по його довжині, наявні два режими течії: перетікання води крізь великі отвори на початковій ділянці транзитного потоку; надходження води у результаті її ежекції у пристінній зоні трубопроводу на середній та кінцевій ділянках, з врахуванням чого запропоновано відповідну методику розрахунку. Також розроблено нову конструкцію трубчато-кишенькового водозабору, в кишені яких заглиблені у водозбірному трубопроводі до зони середньої швидкості в перерізі, чим забезпечується стримання гідродинамічного тиску транзитного потоку у пристінній зоні ВВ, вищий перепад тиску і більший відбір зовнішньої води вікнами трубчастого водозабору.

Список літератури

1. Тугай А.М. Водопостачання. Підручник / А.М. Тугай. – Київ: Знання, 2009. – 735 с.
2. Гідротехнічні споруди: Навч. посібник / Під ред. А.Ф. Дмитрієва. – Рівне: РДТУ, 1999. – 328 с.
3. Декларац. пат. 62504 Україна, МПК Е 02В 9/00. Водозабірна споруда / В. В. Чернюк, М. П. Босак, В. М. Каращенко (Україна); Нац. ун-т “Львівська політехніка”. – № 2003042946; Заявлено 03.04.2003; Опубл. 15.12.2003, Бюл. № 12 – 2 с.
4. Бондар Ф. М. Специальные водозаборные сооружения / Ф. М. Бондар, Н. В. Ереснов, С. И. Семенов, И. Е. Суров. - М.: Госстройиздат, 1963. – 368 с.
5. Егоров А. И. Гидравлика напорных трубчатых систем в водопроводных очистных сооружениях / А. И. Егоров. – М.: Стройиздат, 1984. – 95 с.
6. Авраменко С.Ю. Обоснование геометрических размеров водоприемного отверстия запани в составе комплексных рыбозащитных

сооружений / С.Ю. Авраменко, Н.Н. Крылова, А.Е. Хаджиди // Политематический сетевой электронный научный журнал КубГАУ. – 2005. – №9 (01). – С.44-55. – Режим доступа: <http://ej.kubagro.ru/2005/01/07/>.

7. Чернюк В. В. Регулювання інтегральних параметрів напірних потоків рідин гідродинамічно активними додатками: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. техн. наук: спец. 05.23.16 “Гідравліка і інженерна гідрологія” / В. В. Чернюк. – К., 2010. – 36 с.

8. Мартиненко В. В. К вопросу о пропускной способности глубинных водоприемных оголовков с боковыми щелями. / В. В. Мартиненко. // Гидравлика и гидротехника: Науч.-техн. сб. - Выпуск 26. - Киев: Техніка. – 1978. - С. 26-29.

9. Идельчик И. Е. Справочник по гидравлическим сопротивлениям / И. Е. Идельчик / Под ред. М. О. Штейнберга.– М.: Машиностроение, 1992. – 672 с.

10. Справочник по гидравлике / Под ред. В.А. Большакова. – К.: Выща школа. Головное изд-во, 1984. – 343 с.

11. Левицький Б. Ф., Лещій Н.П. Гідравліка загальний курс Підручник / Левицький Б. Ф. – Львів: Видавництво «Світ», 1994. – 264 с.

Надійшло до редакції 18.11.2015

УДК 628.355.5

О.В. БУЛГАКОВА, кандидат технических наук
Харьковский национальный университет городского хозяйства
имени А.Н. Бекетова,

ОЗОНИРОВАНИЕ, КАК МЕТОД БОРЬБЫ С НИТЧАТЫМ ВСПУХАНИЕМ АКТИВНОГО ИЛА

Нитчасте спухання активного мулу є однією з найбільш поширених проблем у світовій практиці біологічного очищення стічних вод. Розглядається один з нетрадиційних засобів боротьби зі спуханням мулу. Засіб ґрунтується на селективній окислювальній дії озону на клітини нитчастих бактерій і придушенні їх життєдіяльності.

Ключові слова: біологічна очистка стічних вод, спухання активного мулу, нитчасті бактерії, озон.

Нитчатое вспухание активного ила является одной из наиболее распространенных проблем в мировой практике биологической очистки сточных вод. Рассматривается один из способов борьбы со вспуханием ила. Способ основывается на селективном окислительном воздействии озона на клетки нитчатых бактерий и подавлении их жизнедеятельности.

Ключевые слова: биологическая очистка сточных вод, вспухание активного ила, нитчатые бактерии, озон.

Filamentous bulking of activated sludge is one of the most common problems in the world of biological wastewater treatment. The authors examine one of innovative ways of suppressing the sludge bulking. This method is based on the selective oxidative effects of ozone produced on the cells of filamentous bacteria

Key words: wastewater treatment, activated sludge bulking, filamentous bacteria, ozone.

Одним из важнейших этапов очистки сточных вод, на котором основывается практически любая технологическая схема очистки бытовых и схожих с ними по составу промышленных сточных вод, является процесс биологической очистки. Данный процесс основывается на применении активного ила — искусственно выращиваемого при аэрации загрязненных вод биоценоза, населенного гетеротрофными гелепродуцирующими бактериями, хемотрофами, простейшими и многоклеточными животными, которые участвуют в трансформации загрязняющих веществ и очистке сточных вод путем биохимического окисления, биосорбции [1, 100].

В общем случае очистка сточных вод при помощи активного ила состоит из двух этапов: собственно биологической очистки и этапа отделения активного ила от биологически очищенных сточных вод. Биологическая очистка производится в аэротенках, где благодаря аэрации, необходимой для жизнедеятельности микроорганизмов и биохимического окисления загрязнений, активный ил находится во взвешенном состоянии. Отделение биомассы активного ила от сточных вод осуществляют во вторичных отстойниках. Хорошо функционирующий активный ил состоит из отдельных крупных флокул, т.е. хлопьев, образованных различными микроорганизмами. Флокулы активного ила обычно имеют большую плотность, чем окружающая их жидкость, поэтому в спокойном состоянии они быстро оседают, кроме того, на них сорбируются те вещества, собственная плотность которых недостаточна для оседания. Поскольку активный ил состоит из живых микроорганизмов, находящихся в сложном взаимодействии друг с другом, в каждом конкретном случае его свойства, напрямую влияющие на ход процесса биологической очистки, сильно разнятся [2. 68-69].

Седиментационные свойства, т.е. способность флокул активного ила к оседанию за счет гравитации, являются наиболее критичными, поскольку при нарушении функционирования вторичных отстойников и недостаточно полном отделении активного ила от биологически очищенных сточных вод перестает работать вся система биологической очистки. Седиментационные свойства активного ила могут быть нарушены, что обычно является результатом так называемого вспухания активного ила. По характеру изменений, происходящих в видовом составе и структуре активного ила,

вспухание делят на два типа: гелевое и нитчатое [1,210]. Нитчатое вспухание происходит вследствие деградации видового состава активного ила. Это может произойти по многим причинам: увеличение объема сточных вод, поступающих на очистку, изменение их химического состава, изменение концентрации отдельных загрязняющих веществ, в т.ч. токсичных для активного ила, изменение удельной нагрузки на ил, понижение температуры сточных вод и так далее. В результате количественное преобладание получают нитчатые бактерии, как наиболее устойчивые к различным неблагоприятным факторам.

Следует отметить, что вспухший ил, хотя и плохо осаждается, но чистит очень эффективно. Нитчатые образования создают рыхлые открытые хлопья с развитой поверхностью и высокой окислительной способностью. При исследовании вспухшего ила в лабораторном цилиндре легко заметить, что надильная вода, как правило, очень чистая и прозрачная. Однако отсутствие надежных конструкций вторичных отстойников, обеспечивающих отделение вспухшего ила от очищенной воды, не позволяет воспользоваться свойством нитчатых организмов хорошо очищать сточные воды.

Вспухание ила вызывают около 30 видов нитчатых организмов. Эти организмы, в основном, являются представителями трех таксономических групп: бактерий, водорослей, грибов. Вспухание вызывают хламидобактерии рода *Sphaerotilus*, *Thiothrix*, *Beggiatoa*, нитчатые синезеленые водоросли и сапрофитные грибы.

Нитчатое вспухание ила является наиболее распространенной патологией в мировой практике биологической очистки сточных вод, при этом еще совсем недавно отсутствовала какая-либо общепринятая система мероприятий для его профилактики и подавления. Из этого следует, что создание такой системы или хотя бы создание базы для развития различных методов подавления нитчатого вспухания и нахождение оптимального из них является одной из важнейших задач, поставленной перед учеными и инженерами, работающими в сфере очистки сточных вод.

Главной задачей является поиск наиболее эффективного, экологичного и экономичного метода борьбы со «вспуханием» активного ила. В ходе изучения данного вопроса были выделены следующие наиболее распространенные методы борьбы:

1. Введение инертных частиц (частицы глины, талька, синтетических материалов, активированного угля) для создания центров тяжести хлопьев ила. Данный метод широко применяется на практике, так как он решает проблему выноса активного ила из вторичных отстойников путем улучшения седиментационных свойств «вспухшего» активного ила и при этом позволяет использовать его высокую окислительную способность.

2. Широко распространенное применение для борьбы с нитчатым вспуханием убивающих микрофлору средств – хлорной извести, карболовой кислоты – не дает надежного положительного эффекта, поскольку при этом невозможно избирательно уничтожить нитчатых бактерий, страдает весь биоценоз активного ила, что нарушает его окислительную мощность и

подавляет весь процесс очистки на 2...4 недели. Кроме того, в результате хлорирования активного ила резко возрастает токсичность очищенной воды.

3. Устройство носителей прикрепленных микроорганизмов (НПМ) в аэротенках для задерживания нитей бактерий. Очистка сточных вод в аэротенках с применением микроорганизмов, закрепленных на поверхности грузочных материалов, позволяет осуществлять сложные многостадийные биологические процессы, обуславливает лучшую защищенность клеток микроорганизмов от воздействия отрицательных факторов, обеспечивает высокую концентрацию микроорганизмов. Для подавления нитчатого вспухания суммарный объем носителей должен составлять от 5 до 15% от общего объема аэротенков с учетом обеспечения как максимальной окислительной мощности системы и нитрификации, так и предупреждения падения удельных скоростей окисления, угнетения метаболизма организмов активного ила, находящегося во взвешенном состоянии

4. Применение биологических культур, использующих нитчатые бактерии в качестве питательного субстрата. Данный метод, требует глубокого изучения, поиска и способов разведения культур [3, 27-30].

5. Применение озono-воздушной смеси. Интенсификация процессов биологической очистки путем подачи в систему озono-воздушной смеси уже давно стала предметом исследований ученых различных стран. Экспериментально доказано, что подача малых доз озона на первую стадию биологической ступени очистки положительно сказывается на происходящих в ней процессах. Это происходит, во-первых, из-за предварительного разрушения длинных молекулярных цепочек на более мелкие, что способствует их более полной деструкции на активном иле, а во-вторых, из-за стимулирующего влияния на сам активный ил, при котором ускоряются процессы окисления органических веществ, улучшаются показатели БПК и ХПК очищенной сточной воды .

Озонирование активного ила с целью контроля нитчатого вспухания было предложено учеными совсем недавно, в каждом из исследований, согласно отчетам, удалось достичь положительных результатов и установить положительное влияние озонирования активного ила на процессы подавления нитчатого вспухания. Нитчатые бактерии, обладая наибольшей удельной площадью поверхности среди других микроорганизмов активного ила, могут пропускать через клетки большее количество вещества, соответственно, они в большей степени страдают от озонирования, что может позволить обеспечить селективность воздействия озона на активный ил.

В результате данного исследования было доказано, что воздействие малыми дозами озона на активный ил позволяет контролировать нитчатое вспухание и при оперативном реагировании подавлять его в довольно короткие сроки. Реабилитация активного ила после подавления вспухания также не представляет каких-либо проблем, за кратчайшее время ил восстанавливает все свои окислительные и седиментационные свойства. В то же время устройство необходимого оборудования при реконструкции

действующих сооружений не требует значительных затрат (особенно, если технологическая схема очистки уже предполагает использование озона на станции, например, в целях дезинфекции) [4, 7-12]. Все это делает метод озонирования активного ила приемлемым для борьбы с нитчатым вспуханием, а также перспективным для дальнейших исследований и доработок.

Список литературы

1. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. – М. : Акварос, 2003. – С. 512.
2. Т.А. Шевченко, И.О. Иваненко. Анализ причин нитчатого вспухания активного ила и методы борьбы с ним // Комунальне господарство міст: науч.-техн. сб. – К: Техника, 2014, выпуск 114. – С. 67-70.
3. А.А. Функ, Н.Е. Гончаренко, И.А. Горельников. Методы борьбы со «вспуханием» активного ила // Водоочистка. – №10. – 2010. – С.27-30.
4. Семёнов М.А., Кузьмикин А.Л. Применение озона для обработки воды. Передовые технологии безреагентной и экологически безопасной обработки питьевой воды и сточных вод // Вода в промышленности: сб. докладов межотраслевой конф. – Москва, 2010. – С. 7-12.

Надійшло до редакції 13.11.2015

УДК 004.6:504.05:628.1

С.Л. ВАСИЛЕНКО, доктор технических наук
Коммунальное предприятие «Харьковводоканал»

ГЕОИНФОРМАЦИОННАЯ ПОДДЕРЖКА ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ВОДОСНАБЖЕНИЯ И ВОДООТВЕДЕНИЯ

Розглянуто питання підвищення екологічної безпеки водопостачання та водовідведення на підставі впровадження інформаційно-керованих систем, ГИМС-технологій та технічних засобів.

Ключові слова: управління, питне водопостачання, екологічна безпека, інформаційні технології.

Рассмотрены вопросы повышения экологической безопасности водоснабжения и водоотведения на основе внедрения информационно-управляющих систем, ГИМС-технологий и технических средств.

Ключевые слова: управление, питьевое водоснабжение, экологическая безопасность, информационные технологии.

The questions of increasing ecological safety for water and wastewater systems are considered on the basis of introduction informative-managing systems, GIMS-technologies and hardwares.

Keywords: management, drinking water supply, environment, information technologies.

Краткий обзор и постановка задачи. Информационные технологии и географические информационные системы (ГИС) – эффективное направление реализации управленческих задач с элементами пространственного распределения информации на основе картографии-интеграции данных о различных видах деятельности [1]. В их основе лежат методы и средства компьютерной техники, программного обеспечения и коммуникаций.

Известно применение ГИС-технологий для оценивания экологической безопасности водоснабжения (ЭБВ) [2], комплексного расчета рисков жизнедеятельности [3] и др. Подобные задачи увязываются с регулированием водных ресурсов, управлением региональными системами водных объектов [4], водоснабжения и водоотведения. Одновременно ГИС выступают как средство получения новой информации и знаний об изучаемых явлениях [5].

Преимущество ГИС-технологий наглядно проявляется при исследовании негативного влияния распределенного стока на источники водоснабжения и его предупреждения путем внедрения противоэрозионных мероприятий. Так, для реализации планов по защите водных объектов США от диффузного загрязнения создано более 4000 организаций при Агентстве охраны окружающей среды [6].

Большое внимание уделяется вопросам информатизации управления предприятиями водопроводно-канализационного хозяйства [7; 8].

Однако работы в этой сфере проводятся, как правило, на отдельных объектных компонентах, без их надлежащей системной проработки.

Задачей данного исследования является развитие методологических основ в применении ГИС-технологий для мониторинга и прогнозирования экологически небезопасных процессов, связанных с водоснабжением и водоотведением.

Применение ГИС-технологий и компьютерной картографии в задачах управления ЭБВ. Информатизация процесса управления ЭБВ предполагает единообразное, структурированное и унифицированное описание предметной области на основе системы поддержки принятия решений, включающей базовые блоки информационных технологий (рис. 1).

Дадим определение: информационная система обеспечения ЭБВ – организационно упорядоченная совокупность массивов документов, информационных технологий и средств их обеспечения, которые реализуют информационные процессы при управлении водохозяйственными и экологическими рисками в сфере питьевого водоснабжения и водоотведения.

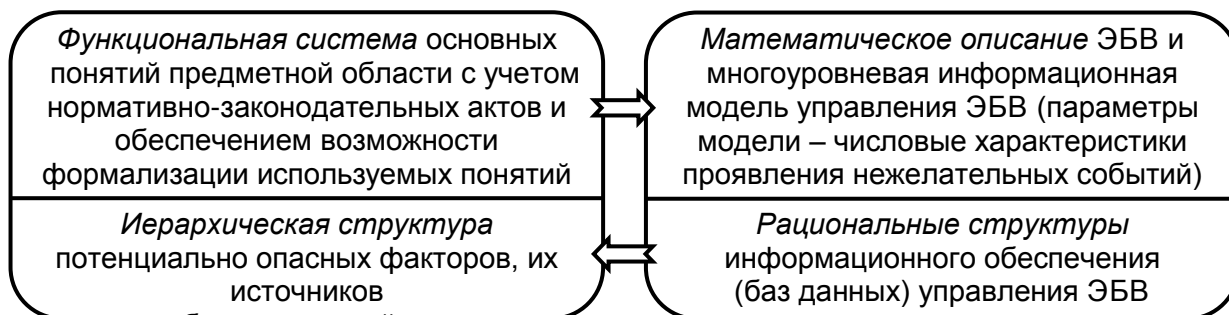


Рис. 1. Базовые блоки информационных технологий управления ЭБВ

Функционально информационная система создается, прежде всего, для удовлетворения информационных потребностей лиц, принимающих решения по вопросам управления ЭБВ. Средствами обеспечения выступают программные, технические, лингвистические и иные формы. Составной частью управления водной безопасностью является экологический и водохозяйственный менеджмент

В организационно-техническом плане информационное обеспечение ЭБВ и может быть составной частью интегрированной системы, создаваемой для поддержки деятельности органов государственного управления. Специфика информационного обеспечения водной безопасности находит свое выражение в уточнении состава информационных ресурсов и особенностях аналитической обработки данных с акцентированием на моделирование и прогнозирование.

Создание информационно-моделирующих систем является важным компонентом формирования экологически безопасных условий централизованного водоснабжения и водоотведения. Они необходимы для комплексной оценки состояния главных элементов системы и влияющих факторов по направлениям: источники загрязнения поверхностных вод, качество питьевой воды, распределительные сети и т.п. Эффективный мониторинг обусловленных этими факторами процессов необходим не только для управления ЧС (как это было при аварии на очистных сооружениях г. Харькова в 1995 г.), но и выбора стратегии водоснабжения, обеспечивающей сбалансированное развитие регионов.

Прогрессивной формой организации такого фонда является применение программных модулей специализированных географических информационных систем (ГИС) и создание электронных компьютерных карт для хозяйственных и управленческих структур водной отрасли.

Географические информационные системы и технологии. Результаты мониторинга источников и объектов водоснабжения всегда имеют географическую привязку. Поэтому наиболее приемлемый способ организации сведений об их состоянии основывается на полнофункциональных ГИС, предназначенных для анализа событий и создания электронных карт.

ГИС наиболее естественно отображают пространственные данные и объединяют обычные операции при работе с базами данных (запрос и статистический анализ) с преимуществами полноценной визуализации и географического (пространственного) картографического анализа.

Это дает широкие возможности для применения ГИС в решении большого спектра задач по анализу явлений и событий, прогнозированию их возможных последствий, планированию и принятию решений и др.

Известно много разработок ГИС-платформ, из которых в Украине наиболее популярны Map/Info, Arc/Info, GeoDraw, Arc/View, анализ данных дистанционного зондирования с помощью IDRISI, ERDAS и др. Они постоянно модернизируются, поэтому одновременно существует несколько различных версий. Во многих отношениях ГИС – это типичная система управления базами данных, которая обеспечивает решение разнообразных задач: подготовку интегрированной информации, создание электронных карт, имитационное моделирование и оценку экологических рисков, обработку данных мониторинга и др.

Организация ГИС. Основные положения технического задания к возможностям ГИС представлены на рис. 2. Информация, которая включается в состав ГИС, состоит из двух основных подсистем: базовой и тематической.

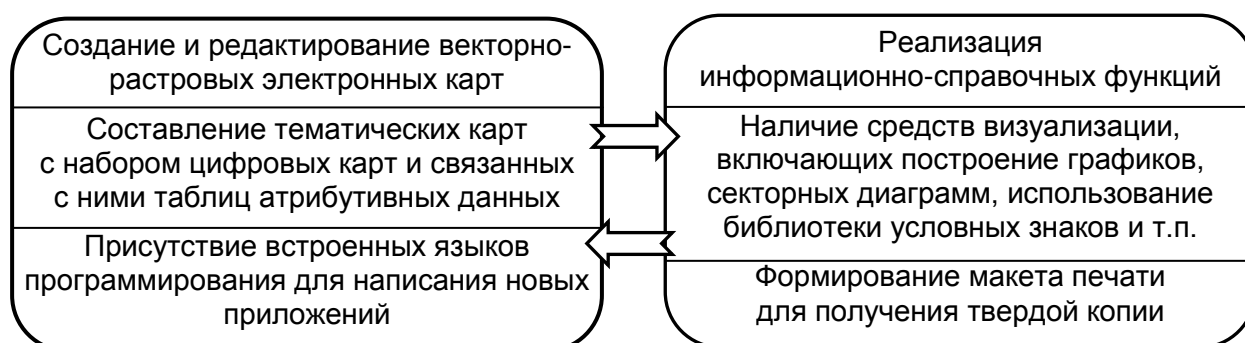


Рис. 2. Градация основных требований тех. задания к ГИС на создание электронных карт для решения экологических и водохозяйственных задач

Базовая информация представляет собой лицензированные электронно-топографические карты Украины (М 1:500000) и регионов (М 1:200000), отвечающие требованиям точности, объективности, сопоставимости и обеспечивающие комплексное мелкомасштабное картографирование.

Топографические карты. Карты образуют различные базовые слои: математические элементы, компоненты плановой и высотной основы, рельеф суши, населенные пункты, гидрография и гидротехнические сооружения, промышленные и сельскохозяйственные объекты, транспортная сеть и дорожные сооружения, растительный покров и грунты, административно-территориальное устройство территорий, природные явления и объекты. Как носитель экологической информации

топографические карты имеют ряд достоинств [5] и отличительных особенностей (рис. 3).

Анализируя топографические карты, можно провести предварительную оценку антропогенных нарушений водосборной территории по основным типам использования земель, а также получить ряд экологически значимых показателей в части техногенного влияния на водные объекты.

Тематические слои. Базовый блок дополняется тематическими слоями, совокупно характеризующими экосистему поверхностных вод и различные среды, с которыми она взаимодействует (рис. 4).

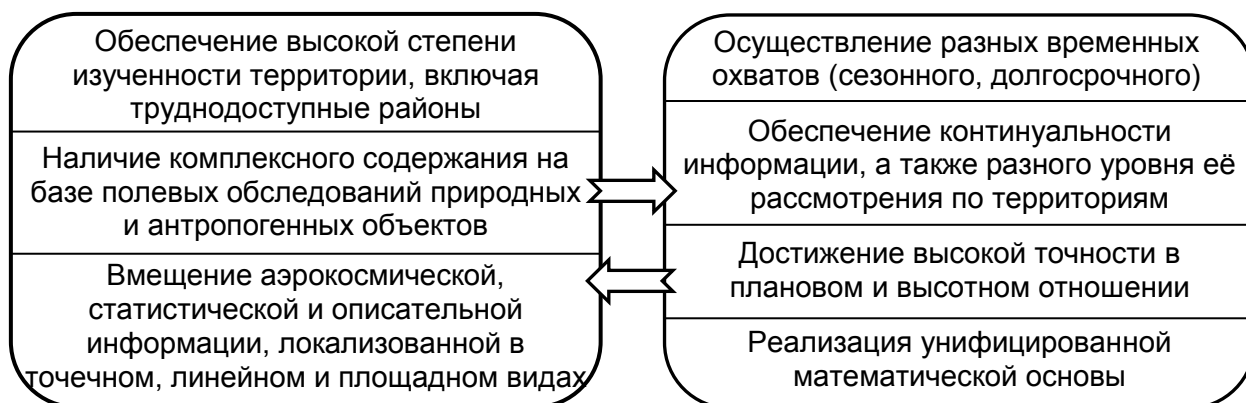


Рис. 3. Отличительные особенности топографических карт в решении экологических и водохозяйственных задач



Рис. 4. Структура основных тематических слоев ГИС-технологий ЭБВ

При формировании баз данных региональной ГИС вводится первоочередная информация: карта речной сети с привязанными к ней населенными пунктами, текущая гидрометеорологическая и гидрохимическая информация, включающая режим водного стока на имеющихся створах,

данные о локализации источников загрязнений: их местоположение на речной сети, объем и режим сбросов, показатели свойств и состава возвратной воды.

В соответствии с общей методологией ГИС-технологий указанные слои представляются на топографической основе определенными условными обозначениями и описываются атрибутивными данными. Последние оформляются в самостоятельные файлы: тексты, таблицы, фотографии, чертежи.

Созданный информационный фонд позволяет совокупно синтезировать специализированные тематические карты, оперативно получать справочную информацию из атрибутивных таблиц по любому объекту, включенному в тематические слои, и производить различные расчеты по массивам данных.

Организация процессов. Методические аспекты использования Arc/View-платформы для создания ГИС реализованы при разработке тематических карт «Поверхностные воды Харьковской области: пользование, воспроизводство, переброска, техногенная нагрузка». В их состав входят: административное устройство и гидрографическая сеть, характеристика поверхностных вод (густота речной сети, водоразделы рек, нормы годового стока и т.п.), водопользование, техногенная нагрузка на поверхностные воды и т.д.

Результаты выдаются по запросам в виде итоговых отчетов, рекомендаций, таблиц, графиков и цифровых карт, показывающих послойно источники загрязнения, их санитарно-защитные зоны, интенсивность и площадь загрязнения.

Система позволяет в интегрированном виде осуществлять совместный анализ информации о различных юридических лицах и видах деятельности, функционирующих на территории, и квалифицированно принимать решения.

С использованием ГИС-технологий разворачиваются различные картограммы, отражающие общий план территории, структуру речной сети, дислокацию населенных пунктов и антропогенных объектов. Включаются также инвентаризационные схемы использования земельных ресурсов, топографический облик территории и прогнозные сценарии их изменения.

Разработанные электронные карты как инструмент визуализации исходной информации и расчетных данных пригодны для использования в процедурах ситуационного моделирования, планирования оптимальных режимов водопользования, мониторинга уровней техногенной нагрузки на водные объекты и других задачах. Целесообразным представляется увязка программ экологической безопасности, регулирования санитарно-гигиенического состояния источников водоснабжения, развития водохозяйственных предприятий, систем коммунального водного хозяйства (КВХ) и др.

КВХ и ландшафты. Системы КВХ тесно связаны с ландшафтом местности, застройкой городов, гидрографической сетью поверхностных вод, условиями залегания подземных вод. Преобразование ландшафтов приводит к изменению гидрохимии вод, гидрологии рек и поверхностного

стока. Это в свою очередь существенно влияет на мутность воды на питьевых водозаборах (рис. 5), которая возрастает с увеличением расхода и скорости водного потока, а также зависит от гранулометрического состава поступающих в реку частиц и донных отложений.

Электронные карты дают представление о ландшафтных структурах, их стокорегулирующих свойствах и общей гидроэкологической обстановке в речном бассейне источника водоснабжения.

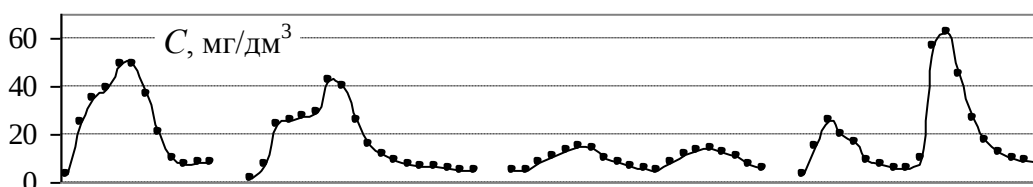


Рис. 5. Характерные графики изменения мутности воды в р. Северском Донце у пос. Кочеток при пропуске весенних паводков

Имея разветвленную структуру объектов, предприятия KBX работают как единый динамический организм, требующий постоянного отслеживания своего состояния. Кроме того, в масштабах отрасли возникает необходимость анализа множества показателей: расходов и потерь воды, надежности технических средств, качества воды, социально-экологических данных и др.

Всё это моделируется и просчитывается на ЭВМ с использованием электронных карт. Карты легко адаптируются и дополняются характеристиками предприятий KBX: мощность, подача воды, состав абонентов, технико-экономические показатели, в том числе стоимость основных фондов, тарифы, себестоимость, затраты электроэнергии, структура водопотребления.

Экологическая ситуация включает также характеристики качества воды и воздуха, загрязненности почв, влияние промышленных объектов на природную среду. В региональном разрезе карты дополняются дислокацией мест захоронения отходов, расположением объектов хлорного хозяйства, размещением заказников, заповедников, дендрологических парков и др.

Решаемые задачи. Электронные карты и связанные с ними атрибутивные базы данных используются для решения широкого спектра экологических и водохозяйственных задач, включая экологический мониторинг участков бассейнов рек. В последующем такие карты могут органически войти в единую ГИС по обеспечению экологически ориентированного управления водными объектами на принципах регионально-бассейнового подхода. Управление базируется на базе кадастровых сведений о водном фонде, водных ресурсах и средствах их регулирования, структуре водохозяйственных комплексов, качестве воды и т.п.

На базе внесенных в компьютер данных о водопользователях, системах коммунального водного хозяйства и другой графической

информации по территории решается достаточно большой комплекс задач (рис. 6).

Зонирование территорий, подготовка специальной интегрированной информации о состоянии окружающей природной среды для областного, государственного и межгосударственных уровней управления
Разработка экологических прогнозов и программ развития
Оценка крупномасштабных проектов и подготовка электронных карт, отражающих состояние окружающей среды региона
Накопление и обработка информации об изменяющихся во времени параметрах водной среды с целью экологического прогнозирования
Отработка межгосударственных условий взаимодействия в пограничных зонах на разрешение экстремальных экологических ситуаций, в том числе в режиме чрезвычайных ситуаций в случае актов международного терроризма
Моделирование качества воды на питьевых водозаборах, обусловленного трансграничным переносом загрязняющих веществ в водотоках, с учетом возможных результатов принимаемых управленческих решений
Расчет и картографирование зон возможного затопления в случае аварий на плотинах водохранилищ или их разрушениях
Обмен информацией о состоянии водной среды (импорт и экспорт данных) с другими информационными системами

Рис. 6. Блок решаемых задач ЭБВ на основе ГИМС-технологий

ГИМС-технологии. Эффективные системы поддержки принятия решений в области ЭБВ неизбежно основываются на математическом моделировании, включая сопоставление и агрегирование сведений из разных источников, "свертывание" результатов мониторинга, прогнозирование последствий реализации или непринятия хозяйственных решений и др.

Перспективным направлением становятся новые ГИМС-технологии (по формуле ГИС + Модель = ГИМС), ориентированные на сочетание эмпирических и теоретических компонентов экоинформатики [9]. Главными их принципами являются интеграция и координация систем сбора первичной информации об окружающей среде на целостной организационной и научно-методической основе. Плюс согласование и совместимость информационных потоков с использованием универсальных систем классификации, кодирования, форматирования и структурирования данных, а также стандартные пакеты компьютерных программ для формализованного представления объектов окружающей среды.

ГИМС-технологии предполагают механизм совмещения ГИС-технологий с имитационным моделированием, что позволяет проектировать оболочки с широким набором функций, обладающих адаптивными свойствами с автоматизированной настройкой на предметную область (табл. 1).

**Информационное сопровождение ЭБВ
и водохозяйственной деятельности на основе ГИМС-технологий**

Выполняемые задачи и функции	Характер последующего применения
Выявление проблемных ситуаций	Дополнительный углубленный анализ с выполнением регулирующих мер
Информационно-аналитическая оценка возникающих экстремальных ситуаций	Принятие решений по локализации и ликвидации ущерба, наносимого водным объектам и системам водоснабжения
Оценка риска и запасов устойчивости водохозяйственных систем	Отработка мероприятий предупреждающего характера
Систематизация водохозяйственной, метеорологической и технико-экономической информации	Управление текущей и перспективной обстановкой в регионе
Вариантное прогнозирование и комплексный анализ состояния ЭБВ	Проведение водохозяйственной диагностики, аудита, менеджмента и др.
Моделирование качества воды с набором приоритетных показателей	Оценка и прогнозирования состояния вод в источниках водоснабжения
Моделирование гидрографов и гидрологических ситуаций	Оптимизация режимов эксплуатации водохранилищ для обеспечения питьевого водоснабжения
Моделирование отклика биосистемы водопроводной сети на повреждающие воздействия	Оценка бактериологической устойчивости сети в условиях её «вторичного» микробиологического загрязнения

Применение методов математического моделирования и прогнозирования с использованием возможностей ГИМС-технологий анализа урбанизированных территорий позволяет спрогнозировать массоперенос в системе «водосбор–водоем» и выйти на расчетные параметры по оптимизации водоотведения.

Количественные и качественные параметры большинства диффузных источников можно получать тематическим дешифрированием космических снимков [1]. Это позволяет осуществлять картографическое моделирование формирования поверхностного стока и его влияния на водозаборы, оценивать пространственно-временные характеристики химического состава вод и диффузных источников, выполнять моделирование в различных масштабах.

В его состав входят базы данных, математические модели, развитое компьютерное обеспечение в виде диалоговых средств визуализации результатов для создания систем оповещения об аварийных ситуациях и передачи данных мониторинга экологической обстановки и объектов

водоснабження, регулювання водно-екологічного режиму водохранилищ, удосконалення санітарно-екологічного стану водозаборів і т.д.

Список литературы

1. *Красовський Г.Я.* Космічний моніторинг безпеки водних екосистем із застосуванням геоінформаційних технологій. – К.: Інтертехнологія, 2008. – 478 с.
2. *Растоскуев В.В., Шалина Е.В.* Геоинформационные технологии при решении задач экологической безопасности. – СПб.: ВВМ, 2006. – 256 с.
3. *Биченок М.М.* Про комплексне оцінювання ризиків життєдіяльності у потенційно небезпечних регіонах / М.М. Биченок, С.П. Іванюта, Є.О. Яковлев // Екологічна безпека. – 2007. – Вип. 17. – С. 33-41.
4. *Система підтримки прийняття управлінських рішень керівниками водогосподарських організацій для басейну річки Сіверський Донець з використанням геоінформаційних технологій* / В.Б. Мокін, Б.І. Мокін, М.Я. Бабич [та ін.]. – Вінниця: Универсум, 2009. – 352 с.
5. *Василенко С. Л.* Экологическая безопасность водоснабжения. – Харьков: Райдер, 2006. – 320 с.
6. *McCann B.* Guiding the way on US watersheds // Water 21 Aug. – 2006/ – Р. 61-62.
7. *Панасенко А.А., Намяк Д.Е.* Информационно-аналитические системы предприятий ВКХ / А.А. Панасенко, Д.Е. Намяк – Харьков: Основа, 2005. – 192 с.
8. *Нікітенко Г.В.* Інформатизація оперативного управління підприємством ВКГ / Г.В. Нікітенко, О.О. Панасенко // Зб. доп. міжнарод. конгр. ЕТЕВК–2015, 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. – К.: НДКІТІ МГ, 2015. – С. 216-222.
9. *Kim J., Grunwald S., Rivero R.G., Robbins R.* Multi-scale modeling of soil series using remote sensing in a wetland ecosystem // Soil Sci. Soc. Am. J. – 2012, v.76/ – 2327-2341.

Надійшло до редакції 12.11.2015

С.В. ВЕЛИЧКО, кандидат технічних наук

О.В. ДУПЛЯК, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

ВРАХУВАННЯ ПІДПОРІВ В ВУЗЛАХ ВПАДІННЯ БОКОВИХ ПРИТОКІВ В ОСНОВНУ РІЧКУ

Наведена послідовність розрахунку підпору в вузлах приєднання притоків до основного русла при проходженні паводкової витрати 1% забезпеченості на прикладі р. Тиса.

Ключові слова: паводкова витрата 1% забезпеченості; підпор; гідравлічний розрахунок; з'єднання потоків.

Представлена последовательность расчета подпора в узлах соединения притоков с руслом основной реки при прохождении паводкового расхода 1% обеспеченности на примере р. Тиса.

Ключевые слова: паводковый расход 1% обеспеченности; подпор; гидравлический расчет; соединение потоков.

It is presented the sequence of calculation of backwater in the sites where tributaries flow into the main river during the flood of 1% probability as a example the river Tisza.

Key words: 1% probability flood; backwater; hydraulic calculation; confluence.

В зв'язку з регулярними повеннями в басейні річки Тиса постала проблема проведення заходів для попередження затоплення територій. Метою розрахунків є визначення рівнів води та зон затоплення при проходженні паводків 1...10% забезпеченості. Для вирішення цієї проблеми було виконане моделювання пропускної здатності русла при проходженні паводків 1%, 10% забезпеченості в природних умовах [6]. При збігу часу проходження паводків на притоці та основній річці має місце явище підпору, то б то підвищення рівнів води у вузлах з'єднання приток з р. Тиса.

Суттєвими притоками р. Тиси, які можуть впливати на рівні води в ній є:

- річки, що впадають з території України: Косовська (Кісва), Шопурка, Тересва, Ріка, Теремля, Боржава, Апшиця;
- річки, що впадають з території Румунії: Іза, Вишеу, Сепинця.

Побудові розрахункових схем вузлів з'єднання потоків різної забезпеченості передувало детальне обстеження в натурі гирлових ділянок річок, фотографування, їх ідентифікація на картах, визначення на основі існуючих топографічних матеріалів поперечних перерізів русел в розрахункових створах.

Для розрахунків приймалась однакова забезпеченість витрати води як основної річки Тиса так і її приток. Максимальні рівні води при проходженні паводків 1% та 10% забезпеченості визначались при моделюванні на програмному забезпеченні MIKE 11 [6].

В сучасній літературі є ряд робіт, присвячених дослідженню вузлів з'єднання потоків. Як правило, в цих роботах досліджуються лише окремі явища, що мають місце при злитті потоків.

З'єднанню спокійних відкритих потоків присвячені роботи Ібад-Заде Ю.А., Дупляка В.Д., Козіна В.І., Міловича А.Я., Митрюхіна А.А., Моргенштерна В.С., Моркунаса А.М., Овчаренко І.Х. і Федорової С.І., Петрова Г.А., Матвієнко О.В., Квашилави Г.Е., Маккавєєва М.І., Синотіна В.І., Трофімова Г.І., Федорова Н.Ф., Сахарова І.В., Шліхти В.М., Бубнов В.Ф. та ін.

Питаннями вивчення структури потоку у вузлі злиття і за ним займались Квашилава Г.Е., Холодок Л.А., Федорова С.І., Чалов Р.С.

З'єднанням бурхливих потоків займалась велика група вчених і інженерів: Альферович А.Н., Вейц І.І., Височинський А.К., Журін В.Д., Колесниченко С.Г., Скляднєв Б.Н., Факторович М.Е. та інші.

Загальна гідромеханічна теорія, яка могла б досить достовірно описати механізм з'єднання потоків під різними кутами у великому діапазоні співвідношень витрат, швидкостей, геометричних параметрів, на цей час відсутня.

Виходячи з вищенаведеного, в статті зроблена спроба на підставі різноманітних досліджень розробити методику та розрахувати підвищення рівнів води в р. Тиса, що будуть мати місце перед вузлами з'єднання з притоками при проходженні паводків 1%, та 10% забезпеченості.

Найбільш надійні результати дають залежності, отримані Дупляком В.Д. [4] з поправками Шліхти В.М [5].

З'єднання потоків під кутом φ бокового русла до прямого відбувається за схемою, представленою на рис.1 за наступних припущень:

- відсутності перепони в прямому руслі;
- форма русла приведена до трапецеїдальної;
- однаковий переріз русла до з'єднання та після ($v = Const$ і $m = Const$);
- похил основного русла близький до нуля.

Аналіз результатів розрахунків по залежностях різних авторів виконаний Шліхтою В.М. [5], показав, що найбільш точно додаткові підпори, викликані з'єднанням потоків під кутом 90° та близьких до нього у відкритих руслах описується рівнянням [4]:

$$\frac{\varepsilon^2}{\sigma_1(1+\sigma_1)} + \frac{\sigma_1^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_1) = \frac{1}{\sigma_2(1+\sigma_2)} + \frac{\sigma_2^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_2) + \left| \frac{\sigma_\phi^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma_\phi)\cos\varphi \right|, \quad (1)$$

де $|\dots|$ – абсолютне значення виразу.

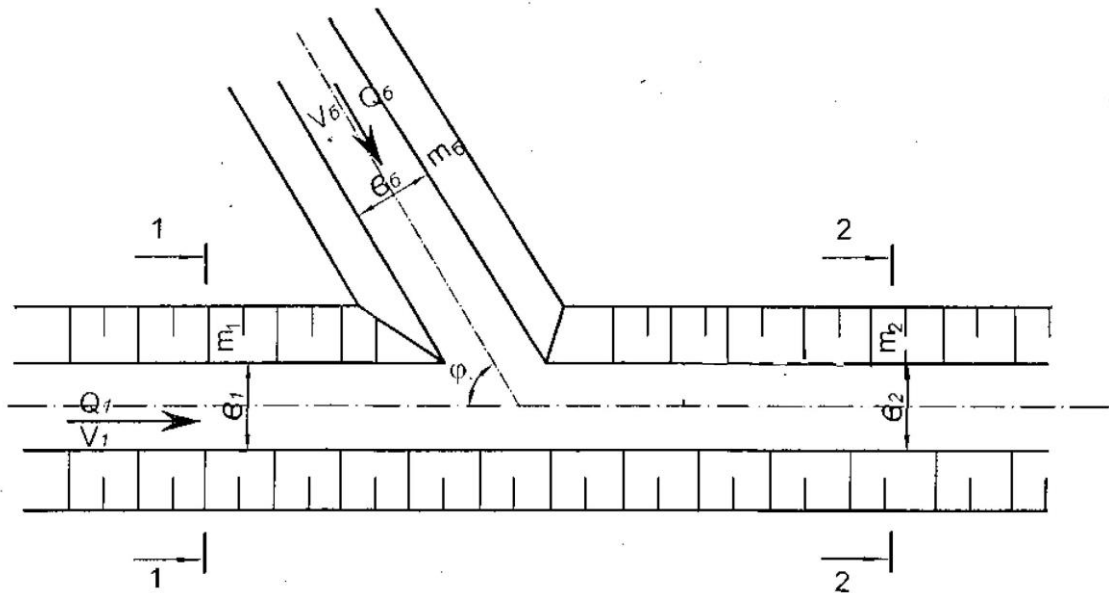


Рис.1. Схема з'єднання потоків

Якщо $\varphi = 90^\circ$, то рівняння спрощується:

$$\theta_{\text{тр}}^\circ = \frac{\varepsilon^2}{\sigma(1+\sigma)} + \frac{\sigma^2}{6\sigma_n^3}(3+2\sigma), \quad (2)$$

де $\varepsilon = \frac{Q_1}{Q_2}$; $\sigma_1 = \frac{m_1 h_1}{b_1}$; $\sigma_2 = \frac{m_2 h_2}{b_2}$; $\sigma_n = \frac{m h_{\text{кр}}}{b}$,

$Q_1; Q_2$ – витрата в основному руслі до з'єднання та після з'єднання потоків;
 $m_1; m_2; m$ – укоси основного русла відповідно до та після з'єднання;
 $h_1; h_2; h_6$ – глибина води, відповідно, в прямому руслі до з'єднання потоків та після з'єднання та в боковому руслі;
 $b_1 = b_2 = b$ – ширина основного русла;

$h_{\text{кр}} = \sqrt[3]{\frac{\alpha Q_2^2}{g b^2}}$ – критична глибина умовного прямокутного русла, яке має ширину, що дорівнює ширині трапецеїдального прямого русла за вузлом з'єднання;

φ – кут з'єднання потоків;

$\theta_{\text{тр}}^\circ$ – константа, визначається за графіками [5].

В загальному випадку рішення рівняння (1) можливо отримати методом добору (поступового наближення).

Глибина потоку перед з'єднанням буде

$$h_1 = \frac{\sigma_1 b_1}{m_1} = h_2 + \frac{\Delta \sigma b_2}{m_2} \quad (3)$$

В рівняннях (1) та (2) відносна функція кількості руху залежить від трьох перемінних, тому користування цими рівняннями досить складне.

Для спрощення розрахунків при $\varphi = 90^\circ$ складена номограма [4].

Результати розрахунків по залежностям (1) та (2) при $\frac{Q_\delta}{Q_1} > 0,3$ можуть давати дещо занижені значення підпору перед вузлом з'єднання потоків. Тому при $\frac{Q_\delta}{Q_1} > 0,3$ рекомендується проводити перевірку за залежностями отриманими в роботі [5]:

$$h_1 = h_2 + 2,24 \frac{Q_\delta}{Q_1} \left(2 + \frac{Q_\delta}{Q_1} \right) \cdot \frac{Q_1^2}{2g \cdot \omega_2^2}. \quad (4)$$

Приклад розрахунку підпору

Визначити підперту глибину h_1 , яка створена перед впадінням р. Боржава в р.Тиса з уклоном близьким до нуля з боковим потоком, який вливається в нього під кутом $\alpha = 31^\circ$. Ширина прямого русла $b_1 = b_2 = 55,0$ м, закладання укосів $m_2 = 5,0$, витрати, відповідно, в прямому і боковому каналах (до з'єднання) $Q_1 = 5102$ м³/с та $Q_\delta = 1532,0$ м³/с, глибина води на відвідній ділянці прямого русла $h_0 = h_2 = 9,33$ м.

Розв'язання. Критична глибина умовного прямокутного русла

$$h_{к.н.} = \sqrt[3]{\frac{\alpha \cdot (Q_1 + Q_\delta)^2}{g b_2^2}} = \sqrt[3]{\frac{1,1 \cdot (5102 + 1532,0)^2}{9,81 \cdot 55^2}} = 11,49 \text{ м.}$$

Тоді $\sigma_n = \frac{m h_{к.н.}}{b_2} = \frac{5,0 \cdot 11,49}{55} = 1,04;$

$$\sigma_2 = \frac{m_2 \cdot h_2}{b_2} = \frac{5,0 \cdot 9,33}{55} = 0,85; \quad \varepsilon = \frac{Q_1}{Q_1 + Q_\delta} = \frac{5102}{5102 + 1532} = 0,77.$$

Скористаємося формулою (1) підбором визначимо значення $\sigma_1 = 1,09$

Визначаємо значення глибини в перерізі 1-1 за формулою (3):

$$h_1 = \frac{\sigma_1 b_1}{m_1} = \frac{1,09 \cdot 55}{5,0} = 11,99 \text{ м;}$$

$$\Delta \sigma = h_1 - h_2 = 11,99 - 9,33 = 2,66 \text{ м.}$$

Зробимо перевірку за залежністю (4): $\delta = \frac{Q_\delta}{Q_1} = \frac{1532}{5102} = 0,3;$

$$\begin{aligned} h_1 &= h_2 + 2,24 \frac{Q_\delta}{Q_1} \left(2 + \frac{Q_\delta}{Q_1} \right) \frac{Q_1^2}{2g (b_1 \cdot h_2 + m h_2^2)^2} = \\ &= 9,33 + 2,24 \cdot 0,3 (2 + 0,3) \frac{5102^2}{2 \cdot 9,81 (55 \cdot 9,33 + 5,0 \cdot 9,33^2)^2} = 11,61 \text{ м.} \end{aligned}$$

Таким чином, отримано практично однаковий результат.

Висновок

Виконані розрахунки по притокам р. Тиса показали, що в разі співпадіння забезпеченості витрат в основній річці та боковому притоку, підпор у вузлі з'єднання потоків може суттєво впливати на рівні води як в

основній річці, так і в гирловій частині бокового притоку і при рівності витрат може досягати 18-23% глибини води в основній річці.

Список література

1. Милович А.Я. Теория деления и соединения потоков. – Изд-во Министерства речного флота СССР, М-Л, 1947.
2. Трофимов Г.И. Рациональное начертание границ на участке слияния двух потоков, Труды ЛИИВТ, в.132. – Изд-во «Транспорт», Л, 1972.
3. Козлов Д.А., Будыка С.Х. Определение глубины в зоне слияния безнапорных потоков под углом $\pi/2$. – Док. АН БССР, 1976. – Т.20, № 7. – С.649-652.
4. Дуляк В.Д. Определение глубин воды в трапецеидальном канале в зоне соединения с боковым потоком, поступающим под углом $\pi/2$. – в кн. Мелиорация и водное хозяйство – К., 1975. – Вып. 33. – С. 86-96.
5. Шлихта В.М. Кинематика потока в узле слияния за трубчатыми выпускными сооружениями. Диссертация на соискание ученой степени канд. техн. Наук. – Ровно, 1990. – 173 с.
6. Дуляк О.В., Величко С.В. Дослідження впливу трансформації 1% паводкової витрати сухими гірськими ємностями на рівні паводкової витрати річок басейну Тиси // Проблеми водопостачання, водовідведення і гідравліки. – К.: КНУБА, 2014. – Вип.23. – С.45-52.

Надійшло до редакції 19.05.2015

УДК 628.16.067

П.А. ГРАБОВСКИЙ, доктор технических наук

Г.М. ЛАРКИНА, кандидат технических наук

В.И. ПРОГУЛЬНЫЙ, доктор технических наук

Одесская государственная академия строительства и архитектуры

ВЫСОКОКАЧЕСТВЕННАЯ ПИТЬЕВАЯ ВОДА ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ

Проаналізовано способи забезпечення людей високоякісною питною водою. Розроблено схему питного водопостачання для існуючих будівель. Проведено техніко-економічний аналіз, який підтвердив доцільність запропонованої схеми.

Ключові слова: питне водопостачання, доочищення води, технологічна схема.

Проанализированы способы обеспечения людей высококачественной питьевой водой. Разработана схема питьевого водоснабжения для

существующих зданий. Проведен технико-экономический анализ, подтвердивший целесообразность предложенной схемы.

Ключевые слова: питьевое водоснабжение, доочистка воды, технологическая схема.

It is analyzed ways to provide people with high quality drinking water. The scheme of the drinking water supply for existing building worked out. Economical evaluation conducted that confirmed the feasibility of the proposed scheme.

Key words: drinking water, water purification, process flow diagram.

Проблема обеспечения населения качественной питьевой водой становится все более острой. Это обусловлено, с одной стороны, загрязнением источников водоснабжения, а с другой стороны, ужесточением требований к воде [1]. Общеизвестным стал путь создания параллельно централизованному водопроводу систем питьевого водоснабжения (СПВ). В таких системах вода (обычно из водопроводной сети) подвергается дополнительной очистке от веществ, которые не могут быть удалены в головных водопроводных сооружениях (соли тяжелых металлов, органические соединения и т. п.). Такие системы являются сейчас, в период затянувшегося экономического кризиса, единственно реальным способом решения проблемы чистой питьевой воды. Для обоснованного выбора способа обеспечения людей высококачественной питьевой водой проведен сравнительный анализ таких систем [2]. Сравнение выполнено на примере города Одессы по следующим показателям:

- экономическим – капитальные, годовые эксплуатационные и приведенные затраты;
- санитарно-гигиеническим (гарантированное и стабильное качество питьевой воды);
- комфорта для потребителей.

Рассмотрены следующие возможные варианты:

1. Реконструкция станции "Днестр". Комплекс существующих сооружений дополняется озонаторными установками, камерами для первичного и вторичного контакта воды с озоном, блоками фильтров, загруженными активным углем, резервуарами и промежуточными насосными станциями.

2. Бутылирование воды. Строится одна или несколько небольших станций (цехов) глубокой очистки воды, в которых вода разливается в специальную тару, затем перевозится в магазины и продается населению.

3. Микрорайонные станции доочистки и реализации питьевой воды.

Здесь возможны следующие модификации: а) вода отбирается из водопроводной сети, дополнительно очищается в специальной установке (УДВ), расположенной в этом пункте, а затем реализуется населению в его собственную тару; б) источником водоснабжения является артезианская скважина, вода из которой при необходимости очищается, обеззараживается, а затем реализуется.

4. Микрорайонные станции реализации питьевой воды. Вода очищается в одной или нескольких станциях, расположенных в пределах населенного пункта (аналогично варианту бутылирования), а затем специальными автоцистернами доставляется в микрорайонные пункты, заливается в баки-накопители, из которых отпускается потребителям.

5. Системы питьевого водоснабжения в жилых домах.

6. Квартирные установки, монтируемые у крана мойки.

Стоимость по варианту 1 (реконструкция головных очистных сооружений) определена по данным проектного института АП "Одессакоммунпроект". Для остальных вариантов расчетные расходы определены, исходя из нормы 2 л на человека в сутки или 730 литров в год.

Для варианта 2 (бутылированная вода) эксплуатационная стоимость найдена, исходя из продажной цены воды в торговой сети (г.г. Киев и Одесса). Аналогичным образом определена и стоимость по варианту 3. Стоимость доочистки воды по варианту 5 вычислены, исходя из данных по установкам типа КВУ и ЛВУ, разработанным в Одесской государственной академии строительства и архитектуры. Стоимость квартирных установок (вариант 6) и затраты на их эксплуатацию определены по данным, полученным на выставках "Экватэк" в 1994, 1996, 1998 и 2000 годах (г. Москва), "ЭТЭВК" (г. Ялта), а также в торговой сети г.г. Одесса и Сан-Франциско.

При расчетах эксплуатационных затрат учитывалась зарплата обслуживающего персонала, стоимость материалов, электроэнергии, транспортные, амортизационные отчисления, стоимость сервисного обслуживания, а также начисления и налоги. Расчеты проведены по ценам, действовавшим в 1996 году, исключением является варианты 3 и 4, для которых взяты цены 2000г. Результаты расчетов приведены в табл. 1.

Таблица 1

Стоимость систем водоснабжения

Вариант системы	Краткое описание	Затраты, \$/чел.		
		Капитальные	Эксплуатационные	Приведенные
1	Реконструкция головных очистных сооружений	218	31,3	64
2	Бутылированная вода	-	207-406	-
3,4	Пункты доочистки воды, пункты реализации привозной воды	-	20	-
5	СПВ в жилом доме	18...39	1,2...2,6	3,9...8,4
6	Квартирные установки	1,1...24,2	2,2...22,2	2,4...23,0

Как видно из таблицы, самым дорогим является вариант использования бутылированной воды. По-видимому, этот вариант доступен

далеко не всем. На втором месте по дороговизне – вариант реконструкции головных сооружений. Стоимость остальных вариантов была значительно меньшей. При этом квартирные установки оказались дороже, чем вариант внутридомовой системы питьевого водоснабжения.

Поскольку строгие количественные критерии для оценки санитарной надежности и комфортности систем питьевого водоснабжения отсутствуют, был использован метод экспертных оценок. В сформированной группе экспертов из 23 человек были специалисты технологи и гигиенисты. Им была предложена анкета, в которой нужно было оценить все варианты от 5 до 10 баллов по двум показателям – санитарной надежности и комфортности (самая высокая оценка – 10 баллов). Результаты анкетирования были подвергнуты статистической обработке, на основе которой определялись средний балл для каждого варианта, а также среднеквадратичное отклонение. Анализ показал незначимое различие в оценке установок гигиенистами и технологами. Результаты обработки представлены в табл. 2. и на рис.1.

Таблица 2

Экспертная оценка СПВ по надежности и комфортности

Показатель	Средний балл по варианту					
	1	2	3	4	5	6
Санитарная надежность	6,5	9,33	8,6	7,5	9,62	8,95
Комфортность	9,68	6,5	6,8	6,64	9,85	9,27

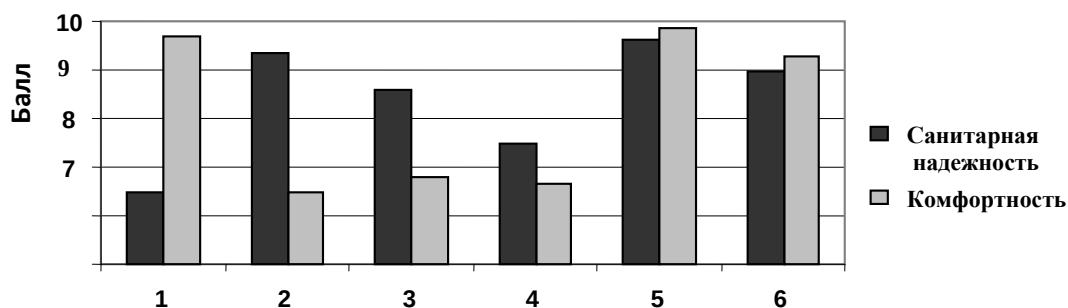


Рис.1. Оценка санитарной надежности и комфортности

Как следует из таблицы и рисунка, вариант реконструкции головных сооружений имеет самую низкую оценку по санитарной надежности. Видимо, эксперты учитывали состояние водопроводных сетей и их "вклад" в качество воды.

Вариант 2 (бутилированная вода) получил высокую оценку по санитарной надежности, но самую низкую по комфортности. Это объясняется небольшим количеством личного автотранспорта у населения, из-за чего для семьи из 4-х человек придется ежедневно нести из магазина 8л воды. По этой же причине невысокие оценки комфортности получили и варианты 3 и 4. Санитарная надежность по варианту 3, где УДВ находится в месте продажи,

оказалась почти на 1 балл выше, чем варианта 4. По-видимому, эксперты посчитали, что перевозка воды в цистернах может сказаться на качестве воды.

Самые высокие оценки и по санитарной надежности и по комфортности получил вариант 5 (УДВ в жилых домах). Связано это с тем, что в этом варианте нет длинных сетей между очистными сооружениями потребителями, как в варианте 1, а чистая вода льется из крана в собственной кухне. Комфортность варианта 5 оказалась даже несколько выше, чем в варианте 1, хотя в обоих случаях вода подведена к каждой квартире. Видимо, здесь сказался опыт экспертов, живущих в Одессе, где вода в большинстве районов подается по графику, а в варианте 5 при правильном проектировании можно обеспечить круглосуточную подачу воды.

Несколько ниже, чем в варианте 5, оценки по варианту 6 квартирных установок. Надежность здесь более низкая из-за того, что в отличие от других вариантов, здесь полностью отсутствует квалифицированное обслуживание установки. В результате, при нарушении правил эксплуатации (а нарушить их очень легко), можно получить воду, качество которой хуже, чем водопроводной воды. Комфортность этого варианта также меньшая, чем в 1 и 5 вариантах из-за необходимости систематических покупок сменных элементов установок, их монтажа и демонтажа.

Не очень высокими (но большими, чем в варианте 1) были оценки надежности вариантов 3 и 4. Однако, учитывая возможность быстрой реализации этих вариантов при небольших капиталовложениях, следует признать их вполне перспективными в ближайшем будущем.

Общие выводы, которые можно сделать в результате проведенного анализа, следующие:

1. Целесообразность решения проблемы питьевой воды путем полной реконструкции головных очистных сооружений весьма сомнительна как с санитарно-гигиенических позиций, так и по экономическим причинам. Вместе с тем работы, направленные на улучшение эффективности очистки центральной станции должны постоянно проводиться.

2. Остальные варианты могут успешно сосуществовать, дополняя друг друга, а потребитель может выбрать ту или иную систему, учитывая как надежность и комфортность, так и свои финансовые возможности (при этом потребитель должен получать достаточно достоверную информацию по каждому варианту).

3. Учитывая высокие показатели варианта 5 (как санитарные и комфортные, так и сравнительно невысокую стоимость), целесообразно предусматривать такие установки при строительстве нового жилья. При этом стоимость этого варианта может быть существенно понижена, если одна установка будет обслуживать не одно, а несколько соседних зданий. Для снабжения основной части населения в районах жилой застройки перспективными являются микрорайонные станции (варианты 3 и 4). При соответствующей организации эксплуатации и сервисного обеспечения, а также контроля качества воды санитарные показатели этих вариантов могут

быть повышены. Низкая же стоимость этих систем позволяет достаточно быстро осуществить решение проблемы питьевой воды даже в условиях экономического кризиса.

Вариант 5 непригоден для существующих зданий, поскольку жильцы будут возражать против прокладки дополнительной сети в их квартирах. Для решения этой проблемы возможны два варианта:

А) очистка всей воды, подаваемой в дом;

Б) из центральной очистной установки, обслуживающей дом или группу домов, доочищенная вода подается в автоматы, расположенные в каждом подъезде. Жильцы набирают воду в собственную тару и доставляют ее домой.

Сравнительный анализ вариантов А и Б показывает, что вариант А будет иметь более несколько более высокие оценки по санитарной надежности и комфортности. Однако, производительность очистной установки будет на два порядка выше, чем в варианте Б (А – норма водопотребления 200-250 л/чел в сутки, Б– 2-2,5 л/чел). Поэтому стоимость здесь будет даже выше, чем в варианте 1 (доочистка всей воды на головных очистных сооружениях).

Схема варианта Б для одного из микрорайонов г. Киева представлена на рис.2. Прямоугольники здесь – это жилые дома, а цифры внутри них – число квартир.

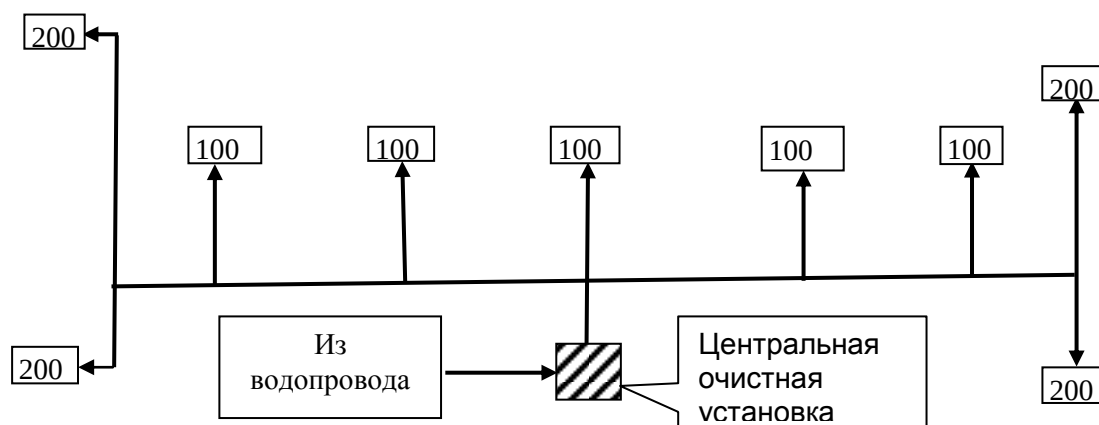


Рис.2. Схема питьевого водоснабжения микрорайона.

На рис.3 дана технологическая схема очистной установки. Вода из водопроводной сети проходит через сетчатый фильтр, регулятор давления, сорбционный фильтр, ультрафиолетовую лампу и поступает в бак – накопитель. Из него насосом с мембранным баком очищенная вода качается в автоматы зданий. Для обеспечения циркуляции часть воды по специальной линии закачивается в бак–накопитель.

Каждый автомат оборудован небольшим накопительным баком с ультрафиолетовой лампой, расположенной внутри автомата. Для повышения надежности обеззараживания поступающая в бак вода облучается ультрафиолетовыми лучами дважды – на входе в бак и при выходе из него.

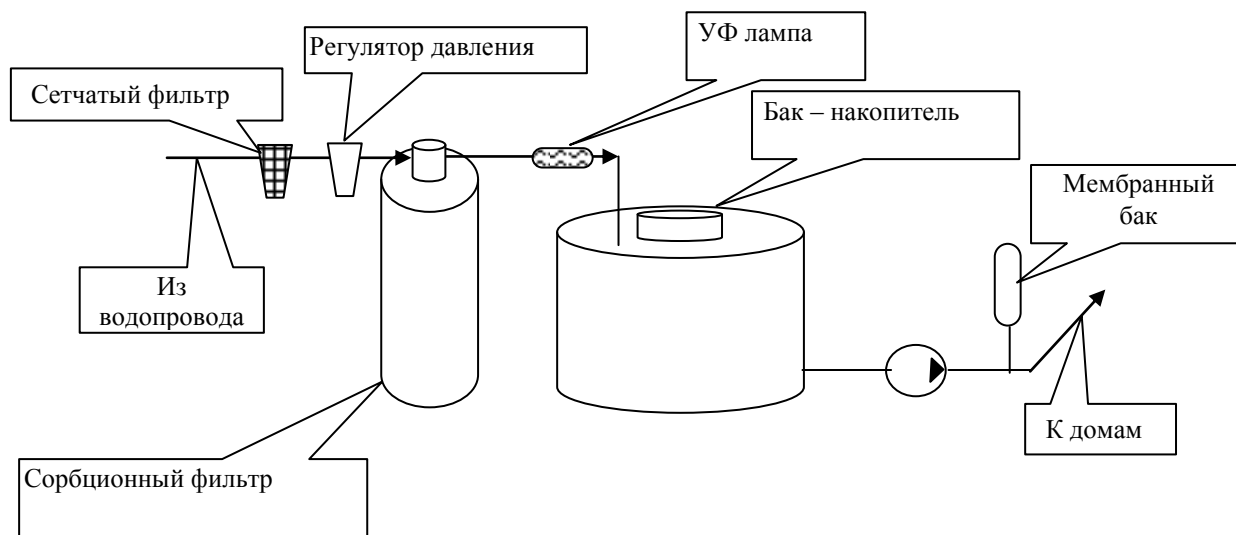


Рис.3. Технологическая схема центральной очистной установки

Для определения экономической целесообразности предложенного варианта выполнены расчеты стоимости капиталовложений, эксплуатационных затрат и срока окупаемости. Эти стоимости составили:

- Капиталовложения – стоимость оборудования и его монтаж (сорбционные фильтры, баки-накопители, ультрафиолетовые лампы, насосы, автоматы для продажи воды и т.п.) -620 тыс. грн.
- Эксплуатационные расходы – электроэнергия, амортизация, ремонт, ежемесячные анализы воды и т.п. – 130 тыс. грн.

На основе этих данных определена цена доочищенной воды и срок окупаемости проекта. В качестве базы для сравнения взят вариант воды, привозимой в дом в бутылках. Принята норма потребления 2л/сут на 1 человека. При этом принято, что пользуются доочищенной водой 50% общего числа жителей. Результаты расчетов:

- Отпускная цена ~ 0.4 грн./л (стоимость привозной воды – 1,5грн./л).
- Срок окупаемости проекта – 1 год.
- Годовая экономия – 800грн/чел, или 3200 грн. в год на одну квартиру.

Таким образом, предложенный вариант снабжения существующих жилых домов питьевой водой технически и экономически целесообразен.

Список литературы

1. ГСанПиН 2.2.4-171-10. Гигиенические требования к воде питьевой, предназначенной для потребления человеком.
2. Грабовский П.А., Карпов И.П., Ларкина Г.М., Прогульный В.И., Триль А.А. Sposoby zaopatrywania w wodę wysokiej jakości /Сб. докл. 8 польской и 1-го международной конференции "Качество воды и защита водных источников" – Закопане: 1998. – С. 163-170.

Надійшло до редакції 11.11.2015

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук

А.С. КАРАГЯУР, кандидат технических наук

С.П. БАБЕНКО, кандидат технических наук

Харьковский национальный университет строительства и архитектуры

ВЛИЯНИЕ ПОРИСТОЙ СТРУКТУРЫ ЗЕРНА АДсорбЕНТА НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ АДсорБЦИОННОЙ ОЧИСТКИ

Вивчено вплив пористої структури зерна адсорбенту на розподіл адсорбату в його об'ємі. Встановлено взаємозв'язок між поглинаючою та транспортною здатністю адсорбенту. Досліджено залежність ефекту адсорбційної очистки у відцентровому адсорбері від параметрів адсорбенту.

Ключові слова: зерно адсорбенту, пориста структура, константа адсорбції, коефіцієнт дифузії

Изучено влияние пористой структуры зерна адсорбента на распределение адсорбата в его объеме. Установлена взаимосвязь между поглощающей и транспортной способностью адсорбента. Исследована зависимость эффекта адсорбционной очистки в центробежном адсорбере от параметров адсорбента.

Ключевые слова: зерно адсорбента, пористая структура, константа адсорбции, коэффициент диффузии.

The influence of the porous structure of the adsorbent grain on the distribution of the adsorbate in its volume was studied. The relationship between the absorption and transport capacity of the adsorbent was established. The dependence of the effect of adsorption purification in a centrifugal adsorber on the parameters of the adsorbent was investigated.

Keywords: adsorbent grain, porous structure, adsorption constant, diffusion coefficient

Адсорбция является наиболее универсальным и эффективным методом удаления из воды растворенных органических веществ природного и антропогенного происхождения. Адсорбционная очистка широко применяется при подготовке воды из поверхностных источников в условиях их значительного загрязнения органическими токсичными и канцерогенными веществами природного и техногенного происхождения, такими как различные детергенты, пестициды, фенолы, нефтепродукты и др. [1, 308].

Адсорбция обусловлена способностью некоторых твердых веществ (адсорбентов), обладающих развитой поверхностью, удерживать на своей поверхности молекулы органических соединений, которые извлекаются из жидких или газовых сред. Поглощающая способность адсорбента зависит от

доступной площади поверхности материала, размеров пор адсорбента, концентрации извлекаемого органического вещества в растворе, гидродинамических характеристик массообмена, времени контакта между твердой и жидкой фазами, энергии связей [1, 309].

В качестве адсорбентов могут использоваться различные природные материалы (цеолиты, глины); искусственные неорганические вещества (активный диоксид алюминия, различные гидроксиды металлов), углеродные материалы (активные угли, волокнистые углеродные материалы, синтетические полимерные молекулярные адсорбенты) [2, 7; 3, 33].

У природных адсорбентов удельная поверхность относительно мала (50...200 м² на 1 г адсорбента) и их адсорбционная емкость поэтому незначительна. У искусственных промышленных адсорбентов удельная поверхность может достигать 3000 м² на 1 г, у активных углей – 1000...1500 м² на 1 г [1, 309]. Удельная поверхность адсорбента зависит от размеров пор.

Поры адсорбентов подразделяются на три условные группы по величине их эффективного радиуса: макропоры с эффективным радиусом более 100 нм, мезопоры (переходные) с эффективным радиусом от 2 до 100 нм, микропоры с эффективным радиусом менее 2 нм. Макропоры и мезопоры играют роль транспортных каналов, по которым адсорбат перемещается внутрь зерна адсорбента. Кроме того, в мезопорах адсорбируются высокомолекулярные соединения: нефтепродукты, СПАВ, гуминовые кислоты. Вещества с низкой молекулярной массой (фенол, азот аммонийный, азот нитритный) адсорбируются в микропорах.

Адсорбция в равновесных условиях характеризуется зависимостью величины удельной адсорбционной способности от равновесной концентрации адсорбтива при постоянной температуре, которая называется изотермой адсорбции. Наиболее распространенным аналитическим выражением изотермы адсорбции являются уравнение Ленгмюра [4,29; 5,35]:

$$a_p = \frac{a_{\infty} K' C}{1 + K' C}; \quad (1)$$

При малых концентрациях адсорбтива уравнение Ленгмюра можно упростить до линейной зависимости Генри:

$$a_p = a_{\infty} K' \cdot C = K \cdot C, \quad (2)$$

где C – концентрация адсорбтива; a_p – равновесная концентрация адсорбата; a_{∞} – предельная концентрация адсорбата; K – коэффициент адсорбции.

Согласно основным положениям теории адсорбции процесс переноса вещества из раствора в твердую фазу осуществляется в результате диффузии вначале через диффузионный слой жидкости, формируемый вокруг зерна адсорбента, потом от поверхности зерна внутрь по системе пор [4, 36]. Скорость подвода вещества к поверхности зерна зависит от коэффициента диффузии в растворе и толщины диффузионного слоя. Эта толщина, в свою очередь, зависит от режима движения жидкости (скорости, вязкости, диаметра зерна).

Скорость отвода адсорбированного вещества зависит от структуры зерна адсорбента. Если в адсорбенте преобладают макро- и мезопоры, то транспортная способность его больше, чем адсорбента с преимущественным содержанием микропор, хотя поглощающая способность последнего больше. Как сказано выше, макро- и мезопоры выполняют роль каналов, по которым транспортируется вещество. Т.к. длина этих каналов за счет извилистости гораздо больше радиуса зерна сорбента, то коэффициент диффузии в теле адсорбента будет меньше коэффициента диффузии в растворе [6, 401].

Перечисленные обстоятельства необходимо учитывать при выборе адсорбирующего материала, поэтому было изучено влияние пористой структуры зерна адсорбента на эффективность адсорбционной очистки.

В адсорбенте, где преобладают поры с меньшим диаметром (микропоры), больше площадь поверхности $S_{\text{пор}}$, на которой адсорбируются загрязнения, соответственно, больше его адсорбционная способность a_{∞} и константа адсорбции $K = a_{\infty} K'$. С учетом этого, можем записать, что $K \sim S_{\text{пор}}$. В свою очередь, площадь поверхности адсорбции обратно пропорциональна диаметру пор $S_{\text{пор}} \sim \frac{1}{d_{\text{пор}}}$. Это соотношение выводится из следующих зависимостей:

$$V_{\text{пор}} = N \frac{\pi d_{\text{пор}}^3}{6} = \text{const}; S_{\text{пор}} = N \pi d_{\text{пор}}^2; V_{\text{пор}} = S_{\text{пор}} \frac{d_{\text{пор}}}{6}; S_{\text{пор}} = \frac{\text{const}}{d_{\text{пор}}}.$$

Таким образом, можем записать, что $K \sim \frac{1}{d_{\text{пор}}}$.

Адсорбент, в котором преобладают поры большего диаметра (мезопоры и макропоры), обладает большей транспортностью. Транспортную способность зерна адсорбента можно оценить с помощью коэффициента извилистости

$$K_{\text{изв}} = \frac{\sum L_{\text{пор}}}{R_b},$$

где $\sum L_{\text{пор}}$ – длина пути, который проходят диффундирующие молекулы от поверхности зерна до его центра; R_b – радиус зерна адсорбента.

С определенной долей достоверности можем записать, что $K_{\text{изв}} \sim 1/d_{\text{пор}}$. С учетом того, что коэффициент диффузии в адсорбенте пропорционален $D_{ab} \sim 1/K_{\text{изв}}^2$ [6, 403], то, соответственно, $D_{ab} \sim d_{\text{пор}}^2$. Таким образом, можем записать, что коэффициент диффузии в адсорбенте обратно пропорционален квадрату коэффициента адсорбции $D_{ab} \sim \frac{1}{K^2}$.

С учетом изложенных соображений проведем исследования влияния коэффициента адсорбции K , отражающего характер пористой структуры зерна адсорбента, на процесс поглощения примесей. Для этого рассмотрим уравнение переноса адсорбата в теле адсорбента [7, 9]:

$$\frac{\partial a_b}{\partial t} = \frac{D_{ab}}{r_b^2} \frac{\partial}{\partial r_b} \left(r_b^2 \frac{\partial a_b}{\partial r_b} \right), \quad (3)$$

где a_b – концентрация загрязнений в теле адсорбента, кг/м³; r_b – координата, изменяющаяся в пределах $0 < r_b < R_b$.

Уравнение (3) решается при следующих краевых условиях:

– начальное условие: $t = 0 \quad a_b = 0$;

– граничные условия:

$$r_b = 0 \quad \frac{\partial a_b}{\partial r} = 0; \quad r_b = R_b \quad D_{ab} \frac{\partial a_b}{\partial r} = \beta_w (KC|_{r_b=R_b} - a_b),$$

где $C|_{r_b=R_b}$ – концентрация загрязнений в растворе на границе $r_b = R_b$;

β_w – коэффициент массопередачи, определяемый внешним переносом.

В процессе решения уравнения (3) при изменении константы адсорбции, соответственно корректировали значение коэффициента

диффузии $D_{ab} = D_{ab}^0 \left(\frac{K_0}{K} \right)^2$, где индекс «0» относится к первоначальному значению параметров.

После расчета динамики распределения концентрации примеси в теле адсорбента $a_b(r_b, t)$ вычисляли ее среднее значение a [7, 9]:

$$a(t) = \frac{3(1-n_b)}{R_b^2} \int_0^{R_b} a_b(r_b, t) r_b^2 dr_b,$$

где n_b – пористость зерна адсорбента.

На рис. 1 представлен пример расчета зависимости $a(t)$ от пористой структуры адсорбента в различные моменты времени. Данные зависимости рассчитаны из условия $C|_{r_b=R_b} = \text{const}$.

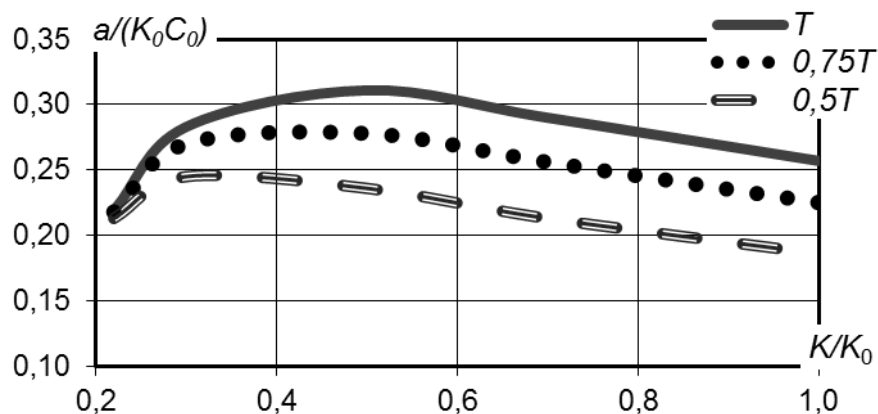


Рис. 1 Влияние пористой структуры зерна адсорбента на среднее значение концентрации примеси в зерне адсорбента

Представленные на рис. 1 зависимости имеют максимальные экстремумы, причем с течением времени он сдвигается вправо. Наличие экстремума свидетельствует, что наивысший результат достигается, когда поры адсорбента имеют размеры, соответствующие равнозначности транспортной и адсорбционной способности. Сдвиг экстремума вправо с

течением времени происходит в результате более глубокого проникновения загрязнений вглубь зерна. Большой объем зерна принимает участие в очистке, соответственно, происходит большее поглощение примеси.

Повышению эффективности адсорбционной очистки способствует движение слоя адсорбента в противотоке или перпендикулярно потоку воды [4, 49].

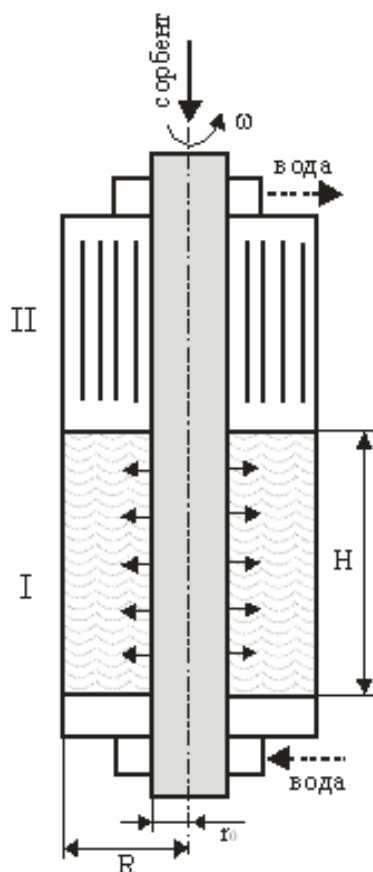


Рис. 2. Центробежный адсорбер
I – зона адсорбции
II – зона осветления

За счет большей разности концентрации сорбата в воде и адсорбенте улучшается кинетика массообмена. Применение центробежных сил, создаваемых центрифугирующим устройством [8, 39], позволяет организовать перекрестное движение очищаемой воды и частиц адсорбента (рис. 2), соответственно, интенсифицировать процесс извлечения примесей, а также использовать дешевый пылевидный адсорбент.

С помощью разработанной математической модели удаления растворенных органических примесей адсорбцией в центробежном адсорбере [9, 198] было изучено влияние пористой структуры адсорбента на процесс очистки в данном устройстве, когда частица движется, и концентрация примеси в воде вокруг нее меняется.

Эта модель основана на следующей системе уравнений:

- уравнения переноса количества движения:

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial r} + v \frac{\partial v}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + v \left(\frac{\partial^2 v}{\partial z^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial v}{\partial r} \right); \quad (4)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial r} + v \frac{\partial u}{\partial z} = \omega^2 r - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial r} + v \left(\frac{\partial^2 u}{\partial z^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial u}{\partial r} - \frac{u}{r^2} \right); \quad (5)$$

- уравнение неразрывности потока:

$$\frac{u}{r} + \frac{\partial u}{\partial r} + \frac{\partial v}{\partial z} = 0; \quad (6)$$

- уравнение переноса концентрации адсорбтива:

$$\left(1 - \frac{b}{\rho_b}\right) \frac{\partial C}{\partial t} + b\beta(a_p - a) + u \frac{\partial C}{\partial r} + v \frac{\partial C}{\partial z} = D_C \left(\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{\partial C}{r \partial r} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right); \quad (7)$$

– уравнение переноса концентрации адсорбента в воде:

$$\frac{\partial b}{\partial t} + u \frac{\partial b}{\partial r} + u_w \frac{\omega^2}{g} \frac{\partial(r b)}{\partial r} + v \frac{\partial b}{\partial z} = D_b \left(\frac{\partial^2 b}{\partial r^2} + \frac{\partial b}{r \partial r} + \frac{\partial^2 b}{\partial z^2} \right); \quad (8)$$

– уравнение переноса концентрации адсорбата (в дополнение к уравнению кинетики учитывается конвективный перенос концентрации адсорбата вместе с зернами адсорбента):

$$\frac{\partial a}{\partial t} + u \frac{\partial a}{\partial r} + u_w \frac{\omega^2 r}{g} \frac{\partial a}{\partial r} + v \frac{\partial a}{\partial z} = \beta(a_p - a); \quad (9)$$

– изотерма адсорбции – зависимость (1) или (2),

где r, z – координаты; t – время; v, u – составляющие скорости; p – давление; ρ – плотность суспензии; ω – угловая скорость; u_w – гидравлическая крупность зерна адсорбента; a – концентрация адсорбата; b – концентрация адсорбента; ρ_b – насыпная плотность адсорбента; ν – коэффициент кинематической вязкости; β – коэффициент массопередачи; D_C, D_b – коэффициенты диффузии, соответственно, адсорбтива и адсорбента.

Для упрощения и сокращения числа расчетов принята одноуровневая модель. Для двухуровневой модели, когда зерно адсорбента движется по сложной траектории, требуется большое количество вычислений, критичное даже для современных компьютеров.

Общее сопротивление переносу равно

$$\frac{1}{\beta} = \frac{1}{\beta_w} + \frac{1}{\beta_b}, \quad (10)$$

где β_b – коэффициент массопередачи, определяемый внутренним переносом, с^{-1} .

Параметр β_w можно найти по зависимостям [10, 572]:

$$\beta_w = Nu \frac{D_C}{d_b^2}; \quad Nu = 0,725 Re^{0,47} Sc^{0,33}; \quad Re = \frac{d_b w}{\nu}; \quad Sc = \frac{D_C}{\nu}, \quad (11)$$

где Nu – число Нуссельта; Sc – число Шмидта;

$$w = \sqrt{(v \pm u_w)^2 + \left(u + u_w \frac{\omega^2 r}{g} \right)^2} \text{ – скорость движения зерна адсорбента.}$$

Параметр β_b можно найти по зависимости [11, 73]:

$$\beta_b = 10 \frac{D_{ab}}{d_b} S_{yd}, \quad (12)$$

где S_{yd} – удельная поверхность зерна адсорбента:

$$S_{yd} = \frac{6(1-\varepsilon)}{\Phi d_b}, \quad (13)$$

где Φ – коэффициент формы, для шарообразных частиц $\Phi = 1$; $\varepsilon = 1 - \frac{b}{\rho_b}$ – порозность слоя.

В качестве критериев эффективности работы центробежного адсорбера приняты следующие параметры:

1) эффект очистки – $\Xi_c = 1 - \frac{\bar{C}_1}{C_0}$, где $\bar{C}_1$ – среднее значение

концентрации адсорбтива на выходе из зоны адсорбции;

2) отношение массы адсорбента m_b , затраченного на извлечение данного количества загрязняющих веществ, к массе примесей m_c , т.е.

$$\Xi_m = \frac{m_b}{m_c};$$

3) степень использования адсорбционной емкости адсорбента –

$$\Xi_a = \frac{\bar{a}|_{r=R_1}}{a_\infty} = \frac{\bar{b}\bar{a}|_{r=R_1}}{\bar{b}KC_0}, \text{ где } \frac{\bar{b}\bar{a}|_{r=R_1}}{\bar{b}} - \text{средняя концентрация адсорбата в}$$

зернах адсорбента, осевших на поверхности осаждения, рассчитанная с учетом концентрации адсорбента возле стенки.

Результаты расчета влияния константы адсорбции на параметры Ξ_c , Ξ_m , Ξ_a представлены на рис. 3-5.

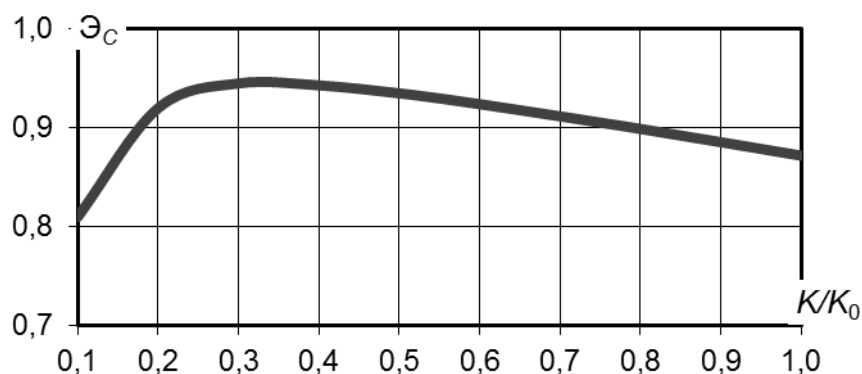


Рис. 3 Влияние пористой структуры зерна адсорбента на эффект очистки

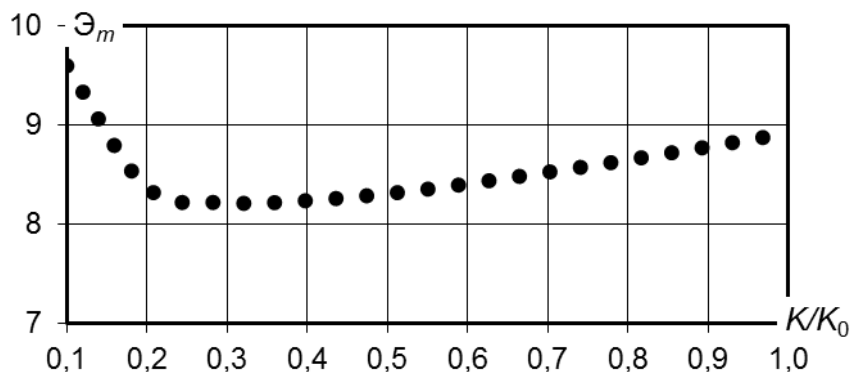


Рис. 4 Влияние пористой структуры зерна адсорбента на его требуемое количество

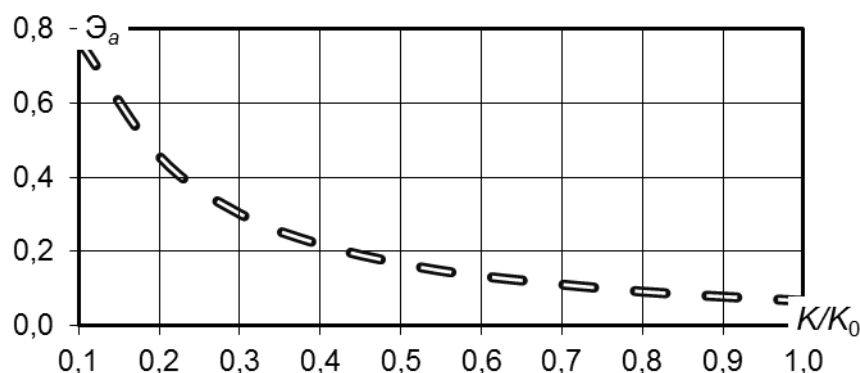


Рис. 5 Влияние пористой структуры зерна адсорбента на степень использования его адсорбционной емкости

Данные рис. 3-5 подтверждают сформулированные выше выводы о необходимости обеспечения равнозначности протекания в зерне адсорбента процессов адсорбции и транспортирования загрязнений.

Выводы

Полученные зависимости между транспортной и поглощающей способностью адсорбента, а также проведенные с помощью математического моделирования исследования позволили изучить влияние размеров пор на эффективность адсорбционной очистки. Это позволяет при выборе адсорбирующего материала обосновать рациональные параметры его пористой структуры.

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. Грун Н.А. Доочистка водопроводной воды активированным углем, модифицированным фуллеренами: автореф. дисс. на соискание уч. степени канд. техн. наук: спец. 05.23.04 «Водоснабжение, канализация, строительные системы охраны водных ресурсов» / Н.А. Грун. – СПб.: СПГАСУ, 2013. – 20 с.
3. Извлечение аммонийного азота из воды поверхностного водоисточника с использованием порошкообразных цеолитов / [А.А. Беляк, М.М. Герасимов, О.А. Гусева, А.Д. Смирнов] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2013. – № 11. – С. 32-37.
4. Смирнов А.Д. Сорбционная очистка воды / А.Д. Смирнов. – Л.: Химия, 1982. – 168 с.
5. Кельцев Н.В. Основы адсорбционной техники / Н.В. Кельцев. – М.: Химия, 1984. – 592 с.
6. Мамитова А.Д. Роль внутреннего массопереноса при адсорбции органических веществ из водных растворов активированных углем / А.Д. Мамитова, Г.С. Муташева // Вестник КазНТУ. – 2015. – № 2. – С. 401-403.
7. Медведева В.М. Технология глубокой очистки нефтесодержащих сточных вод объектов железнодорожного транспорта с использованием

активированного алюмосиликатного адсорбента: автореф. дисс. на соискание уч. степени канд. техн. наук: спец. 05.23.04 «Водоснабжение, канализация, строительные системы охраны водных ресурсов» / В.М. Медведева. – СПб: ПГУПС, 2008. – 20 с.

8. Карагяур А.С. Теоретическое обоснование усовершенствования сорбционной очистки воды / А. Карагяур // MOTROL. – Commission of motorization and energetics in agriculture. – Lublin, 2013. – Vol. 15. – P. 35-42.

9. Карагяур А.С. Математическая модель очистки воды адсорбцией в центробежном поле / А.С. Карагяур // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2015. – № 2(80). – С. 197-201.

10. Касаткин А.Г. Основные процессы и аппараты химической технологии: [уч. для вузов] / А.Г. Касаткин. – [10-е изд. стереотип., доработ]. – М.: ООО ТИД «Альянс», 2004. – 753 с.

11. Алтынбеков Р.Ф. Расчет адсорбера с неподвижным слоем адсорбента для очистки нефтесодержащих сточных вод / Р.Ф. Алтынбеков // Наука и образование Южного Казахстана. – 2009. – С. 72-76.

Надійшло до редакції 13.11.2015

УДК 628.17

С.М. ЭПОЯН, доктор технических наук,
Харьковский национальный университет строительства и архитектуры
С.И. МОВЧАН, кандидат технических наук,
Таврический государственный агротехнологический университет
(г. Мелитополь)

МЕТОДЫ И СООРУЖЕНИЯ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ СИСТЕМ ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Розглянуто технічні вирішення з очищення стічних вод промислових підприємств в системах виробничого водопостачання, що дозволяють підвищити надійність їх роботи. Основними напрямками підвищення рівня інтенсифікації систем оборотного водопостачання передбачається підвищення ступеню очищення стічних вод з використанням реагентів та впровадження еколого-безпечних способів перероблення рідких відходів промислового виробництва.

Ключові слова: виробниче водопостачання, оборотне водопостачання, очищення стічних вод, прямоточні, послідовні, оборотні та комбіновані системи.

Рассмотрены технические решения очистки сточных вод промышленных предприятий в системах производственного водоснабжения, которые позволяют повысить надёжность их работы.

Основными направлениями повышения эффективности работы систем оборотного водоснабжения предусматривается увеличение степени очистки сточных вод с использованием реагентов и внедрение эколого-безопасных способов переработки жидких отходов промышленного производства.

Ключевые слова: производственное водоснабжение, оборотное водоснабжение, очистка сточных вод, прямоточные, последовательные, оборотные и комбинированные системы.

Engineering solutions for the purification of industrial wastewater in the systems of the recycling water supply are presented. The solutions enable to increase the systems dependability. The main directions for improvement of water recycling systems intensification are provided. They are the increase of the degree of waste water purification by means of the reagents application and introduction of the environmentally friendly ways for industrial waste processing.

Key words: industrial water supply, recycling water supply, purification of wastewater, once-through, serial, circulating, combined water supply systems.

Введение. Интенсификация и эффективность работы систем водообеспечения является одной из важнейших проблем, которая стоит перед водохозяйственным комплексом нашей страны. Одним из основных вопросов эксплуатации систем водоснабжения является рациональное использование водных ресурсов, решаемое за счёт технологических, энергетических и экономических мероприятий. При проектировании и эксплуатации систем производственного водоснабжения главная роль отводится методам и сооружениям, ориентированным на повышение эффективности обработки и повторного использования сточных вод [1, 20].

В структуре промышленного производства системы оборотного (рационального, замкнутого, повторного) использования воды играют важную роль. Об этом свидетельствуют объёмы стоков, направляемых на обработку.

За последние 10-12 лет объём сточных вод, образующихся на промышленных предприятиях уменьшился с 400 млн. м³/год. до 290 млн. м³/год. [2, 17]. И если ранее значительные объёмы сточных вод обрабатывались и находились в системах водоснабжения крупных предприятий, то в последнее время небольшие, локальные схемы обработки и повторного использования очищенной воды находят широкое применение на небольших производствах.

Поэтому разработка и усовершенствование локальных схем в системах оборотного водоснабжения является актуальной и важной хозяйственной задачей для водохозяйственного комплекса страны.

Характеристика систем производственного водоснабжения. Системы водоснабжения промышленных предприятий выполняют несколько основных функций: непосредственно технологические операции, связанные с использованием воды в оборотном водоснабжении отдельных участков и всего производства; обеспечение экологической безопасности при

использовании воды и соблюдение технологического регламента производства; использование энергосберегающих технологий, эффективных способов и методов обработки сточных вод и образующихся отходов промышленного производства.

При очистке сточных вод на промышленных предприятиях используются прямоточные, последовательные, оборотные и комбинированные системы [1, 22; 3, 27].

Проведенный анализ работы систем производственного водоснабжения промышленных предприятий позволяет обобщить материал в виде классификации, приведенной на рис. 1 [3, 27; 4, 10].

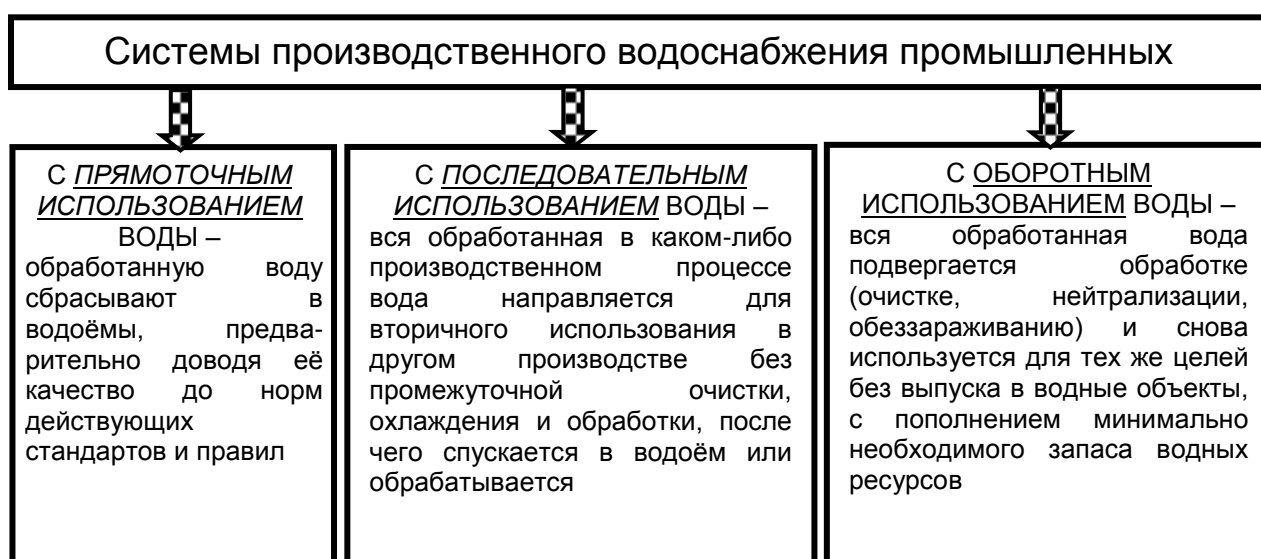


Рис. 1. Виды систем производственного водоснабжения промышленных предприятий

В представленной классификации наглядно видно основные формы организации использования воды в системах производственного водоснабжения промышленных предприятий.

Внедрение на предприятиях оборотного водоснабжения в виде циклов многократного использования технологических растворов и сточных вод отдельных установок приводит к уменьшению, как общего объёма сточных вод, так и сбрасывания отдельных загрязняющих компонентов.

Использование одной из разработанных технологических схем в оборотных циклах промышленных предприятий в полной мере решает поставленные технические задачи, определяющие уровень интенсификации работы систем оборотного водоснабжения.

Эффективность работы систем оборотного водоснабжения. Эффективность использования водных ресурсов характеризуется следующими основными критериями: удельным использованием воды на производство единицы продукции; количеством воды, находящейся в системе оборотного водоснабжения; использованием свежей воды; количеством сточных вод, которые приходят на очистку; общими объёмами

сточных вод, сбрасываемых в водные объекты; условным количеством сбрасываемых загрязнений в стоках и др. [5, 25].

Одним из критериев определения эффективности работы систем оборотного водоснабжения промышленных предприятий является коэффициент использования воды. На предприятиях с передовой технологией коэффициент использования воды в системах оборотного водоснабжения находится в пределах: $K = 0,85 \dots 0,95$ [3, 30].

Техническое совершенство систем водоснабжения оценивают за относительными объёмами рационального использования оборотной воды ($P_{об}, \%$), которая забирается с источника водоснабжения, коэффициентом использования ($K_{и}$) и расходом воды ($P_{зт}$) на технологические операции [4, 33].

Характеристика состава сточных вод и предлагаемые технические решения. Анализ работы систем водоснабжения, рационального использования водных ресурсов и обеспечение экологической безопасности водных объектов позволил определить их значение для водохозяйственного комплекса страны. Разработка эффективных и надёжных технических решений интенсификации работы систем оборотного водоснабжения определяет актуальность данного направления исследований.

Показатели загрязнений на входе на очистные сооружения характеризуются широким спектром и разнообразием компонентов, которые необходимо обработать, нейтрализовать или извлечь.

В сточных водах станкостроительного завода «23 Октября», образующихся при обработке металлов резанием в литейном производстве находятся механические примеси, нефтепродукты и другие загрязнители. В их составе преобладают ионы тяжёлых металлов: Cr^{6+} , Cr^{3+} , Zn^{2+} с общей концентрацией более 350 мг/л. Для обработки образующихся стоков используется оборудование электрохимической очистки сточных вод. Аппарат для очистки СВ от ионов тяжёлых металлов производительностью 1...2 м³/ч позволяет производить очистку от ионов тяжёлых металлов на уровне 98-99,5%, а органических примесей – 99...99,5% [5, 23].

Нефтепродукты составляют большую часть в сточных водах ПО «Жатка», их средний состав находится на уровне 150-200 мг/л. Кроме того, характерной особенностью сточных вод этого предприятия является повышенная жёсткость воды, используемая в технологических операциях, для которой эта величина находится на уровне 28...31 мг-экв/л. Для их обработки разработана локальная схема. Вертикальный многокамерный аппарат электрохимической регенерации отработанных моющих растворов производительностью 4 м³/ч используется для очистки от фторидов, нефтепродуктов и взвешенных веществ, тяжёлых металлов Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} с эффективностью их обезвреживания 99,0...99,5% [6, 25].

В сточных водах завода «Авангард» преобладают ионы тяжёлых металлов с повышенной концентрацией. Например, ионы хрома (VI)

находятся в пределах 300...350 кг/м³, меди (II) – 300...350 кг/м³, железа (III) – 300...350 кг/м³. Для их обработки используется замкнутая система оборотного водоснабжения с колонным электрофлотокоагулятором. Радиальный многокамерный аппарат производительностью 6 м³/ч используется как для очистки сточных вод (нефтепродуктов, взвешенных веществ ионов Fe³⁺ и Mg²⁺ на уровне 98,0...99,0%) так и для обработки природной воды (при изменении мутности и цвета) [7, 18].

Для обработки сточных вод Пологовского металлоштамповочного завода используется технологическая схема обезвреживания стоков металлоштамповочного завода. Локальная схема электрохимической регенерации отработанных растворов, производительностью 2...4 м³/ч позволяет производить очистку стоков с высокими начальными содержанием взвешенных веществ (200-310 мг/л), эмульгированного масла (70-120 мг/л) и ионов тяжёлых металлов Al³⁺ = 15...45 мг/дм³. Показатель кислотности концентрированных сточных вод находится в пределах pH = 6,1...6,8 и в процессе обработки стоков будет увеличиваться [8, 14].

В стоках, образующихся в пределах Чертковского РМЗ, присутствует широкий спектр загрязнений. Содержание нефтепродуктов становится 187,0 мг/л, взвешенных веществ 297,75 мг/л, ионов тяжёлых металлов (Fe³⁺ = 77,25 мг/л, Ni²⁺ = 43,50 мг/л). Локальная схема обезвреживания отработанных моющих растворов использует горизонтальный многокамерный аппарат производительностью 8 м³/ч для обработки от эфиррастворённых и взвешенных веществ, а также ионов тяжёлых металлов Zn²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺ с эффективностью 99,0...99,5% [9, 32].

В сточных водах Симферопольского РМЗ преобладают масла, нефтепродукты и др. вредные компоненты. Для обработки стоков, содержащих нефтепродукты в пределах от 200...220 кг/м³ до 380...400 кг/м³, используется колонный электрофлотокоагулятор производительностью 1 м³/ч. Эффективность обработки от нефтепродуктов составляет 98,0...99,0%, а ионов Cr³⁺ и Fe³⁺ на уровне 99,0...99,5% [10, 34].

Сточные воды гальванического производства Новоград-Волынского РМЗ отводятся по трём канализационным линиям: промывных, концентрированных (кислых) и концентрированных (щелочных) растворов, которые поступают из подземного трёхсекционного усреднителя сборника стоков. Согласно технологической схеме обработки гальванических стоков промывная вода расходом 22 м³/ч, содержащая ионы тяжёлых металлов: Cr⁶⁺, Cr³⁺, Zn²⁺, Fe³⁺ и Cu²⁺ направляется на очистку, вначале происходит разделение стоков и далее на технологическую линию обработки каждого вида стоков. Замкнутая схема очистки гальванических стоков электрофлототоагулятором производительностью 1...10 м³/ч, при концентрации ионов тяжёлых металлов 300...400 мг/л, позволяет достичь эффективности их обезвреживания на уровне 99,5...99,8%. При концентрации Cr³⁺ (до 130 мг/дм³), Fe³⁺ (до 130 мг/дм³) и Cu²⁺ (до 80 мг/дм³) эффективность их обработки составляет 98,0...99,0% [11, 26].

Предлагаемые технические решения. Очистка сточных вод промышленных предприятий – сложный технологический процесс, позволяющий решать задачи, связанные с очисткой стоков, обезвреживанием вредных веществ, извлечением ценных компонентов с высокими начальными концентрациями. Решение по одному из выбранных направлений позволяет решать и организационно–экономические задачи.

Разработанное технологическое оборудование обработки сточных вод позволяет обрабатывать сточные воды гальванических отделений с высокими начальными концентрациями: хрома (VI) 300...350 г/дм³; меди (II) 100...150 г/дм³; железа (III) 180...200 г/дм³; хрома (III) 80...100 г/дм³. Производительность водоочистного оборудования находится в пределах от 1 до 10 м³/ч. Эффективность обработки сточных вод по основным загрязнениям находится на уровне 99,0...99,5% [12, 29].

Кроме технических решений, позволяющих поднять уровень интенсификации работы систем оборотного водоснабжения, рассмотрены направления, определенные тематикой исследований.

Для повышения интенсификации работы систем оборотного водоснабжения рассматриваются составляющие этих систем: при обработке сточных вод с использованием реагентов, оптических систем контроля и обработки отходов гальванического производства [13, 158].

Усовершенствование обработки сточных вод с использованием реагентов рассмотрено в работе [14, 101]. Использование химических компонентов отработанных моющих растворов позволяет решить комплекс задач технического, технологического и эколого-экономического плана.

Использование отходов гальванического производства, рассматриваемые в работе [15, 288], в которой предлагается технология позволяющая использовать жидкие отходы в качестве добавок к строительным материалам.

Важным инструментом, позволяющим повысить эффективность работы систем очистки промышленного производства, является контроль отдельных параметров, который рассматривали в работе [16, 147]. Определение отдельных параметров частиц водных растворов является основой для усовершенствования методов управления системами оборотного водоснабжения.

Ещё одним направлением интенсификации очистки сточных вод является моделирование процессов, позволяющее определить важные и значимые факторы, рассматриваемые в работе [17, 135].

Основные выводы. Анализ современного состояния работы водоочистного оборудования позволил сформировать общий подход к работе систем очистки сточных вод, входящих в замкнутые циклы промышленных предприятий разного профиля.

1. Разработанное и внедрённое в работу систем оборотного водоснабжения технологическое оборудование позволяет производить обработку сточных вод с высокими начальными концентрациями (Cr⁶⁺ до 350 мг/дм³, Cr³⁺ до 100 мг/дм³, Cu²⁺ до 150 мг/дм³, Fe³⁺ до 200 мг/дм³).

2. Производительность водоочистного оборудования находится в пределах от 1 до 10 м³/ч, что обеспечивает надёжность принятых технических решений, эффективность обработки стоков и сравнительно невысокую стоимость очистки одного метра кубического.

3. Использование в системах оборотного водоснабжения разработанных технических решений позволяет решить не только чисто технические задачи, но и обеспечить экологическую безопасность водных объектов. Это решается за счёт повышения эффективности обработки сточных вод, уменьшения использования чистой воды в промышленном производстве и сокращения объёмов сбрасываемых отходов, образующихся в процессах обработки стоков.

Список литературы

1. *Водоотводящие* системы промышленных предприятий: Учеб. для вузов / С.В. Яковлев, Я.А. Карелин, Ю.М. Ласков, Ю.В. Воронов; Под ред. С.В. Яковлева. – М.: Стройиздат, 1990. – 511 с.

2. *Филипчук В.Л.* Природоохоронні системи очистки та використання багатоконпонентних стічних вод із важкими металами: Автореф. дис. докт. техн. наук: 21.06.01 – екологічна безпека / Віктор Леонідович Филипчук. – Донецьк, 2008. – 35 с.

3. *Проскуряков В.А.* Очистка сточных вод в химической промышленности / В.А. Проскуряков, Л.И. Шмидт. Л.: Химия, 1977. – 464 с.

4. *Запольський А.К.* Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод/ А.К. Запольський, Н.А. Мішкова-Клименко, І.М. Астрелін, М.Т. Брик, П.І. Гвоздяк, Т.В. Князькова. За заг. ред. проф. А.К. Запольського. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.

5. *Разработка* и исследование технологии очистки промстоков площадки «Станкостроительного завода им. 23 Октября» (Промежуточный этап): отчет по НИР / Мелитоп. ин-т механиз. сел. хоз-ва; руководитель Н. И. Бунин. – 05 X – 90; № 01860043979; Инв. № 02910043096. – Мелитополь, 1990. – 34 с.

6. *Исследование* локальных систем электрохимических способов очистки промстоков на Бердянском ПО «Жатка»: отчет по НИР / Мелитоп. ин-т механиз. сел. хоз-ва; руководитель Н.И. Бунин. – 0293 – X; № 01880067562; Инв. № 02880025684. – Мелитополь, 1988. – 64 с.

7. *Разработка* и исследование электрокоагулятора для очистки гальваностоков: отчет по НИР / Мелитоп. ин-т механиз. сел. хоз-ва: Руководитель А.Д. Савченко. – № 0186013584; Инв. № 02870053536. – Мелитополь, 1986. – 103 с.

8. *Разработка* конструкции установки по очистке стоков вод металлоштамповочного завода (г. Пологи, Запорожской обл.): отчёт по НИР / Мелитоп. ин-т механиз. сел. хоз-ва; руководитель Н.И. Бунин. – Мелитополь. – 1989. – 20 с.

9. *Разработка* и исследование методов регенерации моющих растворов с применением электрохимических воздействий на Чортковском ремонтно-механическом заводе (Тернопольской обл.): отчет НИР / Мелитоп.

ин-т механиз. сел. хоз-ва; руководитель А.Д. Савченко. – Х; № гос. регестр. 02880025684; Инв. № 02880025684. – Мелитополь, 1988. – 48 с.

10. *Разборка* и исследование установок по очистке стоков цеха ремонта сельскохозяйственной техники (Симферопольский РМЗ): отчет по НИР / Мелитоп. ин-т механиз. сел. хоз-ва; руководитель Н.И. Бунин. – 20 X – 89; № 01880067562; Инв. № 02880025684. – Мелитополь, 1989. – 28 с.

11. *Очистные* сооружения Новоград-Волынского РМЗ: отчет по НИР / Мелитоп. ин-т механиз. сел. хоз-ва и кооператив “Научно-техническое внедрение”; руководитель Н.И. Бунин. – Мелитополь. – 1989. – 23 с.

12. *Авторські права* на твір. Свідоцтво № 58412 Хімічні речовини для очищення, оброблення й нейтралізації окремих видів стічних вод гальванічного виробництва промислових підприємств/ С.І. Мовчан. Дата реєстрації 02.02.2015 р. Заявка № 58010. Від 13.10.2014 р.

13. *Мовчан С.И.* Интенсификация работы оборотных систем водоснабжения / С.И. Мовчан. MOTROL. Commission of motorization and energetic in agriculture. – 2013, Vol. 15, No. 6, 157. – 164 с.

14. *Эпоян С.М.* Повышение эффективности работы систем оборотного водоснабжения промышленных предприятий // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХНУБА ХОТВ АБУ, 2015. – Вип. 3 (81). – С. 98-102.

15. *Епоян С.М.* Використання відходів гальванічного виробництва в якості добавок до будівельних матеріалів/ С.М. Епоян, С.І. Мовчан. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник. Випуск 24/Головний редактор О.С.Волошкина. За матеріалами Першої Міжнародної науково-практичної конференції «Водокористування: технології, споруди, менеджмент» (02-04.12.2014 р.). –К.: КНУБА, 2014. – С. 285-293.

16. *Мовчан С.И.* Обработка параметров частиц водных растворов при интенсификации работы оборотных систем водоснабжения / С.И. Мовчан. MOTROL. Commission of motorization and energetic in agriculture. – 2014, Vol. 16, No. 6. – С.141-150.

17. *Сизова Н.Д.* Использование моделирования в процессе очистки сточных вод для интенсификации работы оборотных систем водоснабжения/ Н.Д. Сизова, С.М. Эпоян, С.И. Мовчан // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХНУБА ХОТВ АБУ, 2014. – Вип. 2 (76). – С. 132-136.

Надійшло до редакції 17.11.2015

В.М. ЖУК, кандидат технічних наук
Л.І. ВОВК, кандидат технічних наук
І.Ю. ПОПАДЮК, кандидат технічних наук
І.І. МАТЛАЙ, кандидат технічних наук
Національний університет "Львівська політехніка"

ЗАСТОСУВАННЯ ОГЛЯДОВИХ КОЛОДЯЗІВ ДЛЯ РЕГУЛЮВАННЯ ДОЩОВОГО СТОКУ З МАЛИХ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Представлено удосконалений метод гідравлічного розрахунку об'єму споруд для регулювання дощових стічних вод з малих однорідних урбанізованих басейнів стоку. Отримано графічні залежності для визначення діапазону використання оглядових каналізаційних колодязів як односекційних резервуарів дощових стічних вод проточного типу для басейнів стоку площею до 1,0 га при діаметрі відповідного трубопроводу $D_c = 200$ мм та довжині $L_c = 50 \dots 100$ м.

Ключові слова: дощовий стік, регулювальний резервуар.

Представлен усовершенствованный метод гидравлического расчета объема сооружений для регулирования дождевых сточных вод с малых однородных урбанизированных бассейнов стока. Получены графические зависимости для определения диапазона использования смотровых канализационных колодцев в качестве односекционных резервуаров дождевых сточных вод проточного типа для бассейнов стока площадью до 1,0 га при диаметре отводящего трубопровода $D_c = 200$ мм и длине $L_c = 50 \dots 100$ м.

Ключевые слова: дождевой сток, регулирующий резервуар.

An improved method of hydraulic calculation of detention volume of stormwater regulating structures at small urbanized catchments is presented. There are obtained graphical dependencies for determining the range of using the inspection manholes as single-chamber in-line stormwater storage tanks at small catchments with area up to 1.0 ha for the outflow pipelines with diameter $D_c = 200$ mm and length $L_c = 50 \dots 100$ m.

Key words: stormwater runoff, detention tank.

Постановка проблеми

Регулювання дощового стоку з урбанізованих територій дозволяє зменшити об'єм та максимальну витрату дощового стоку з урбанізованих територій, запобігти перевантаженню водовідвідних мереж та затопленню територій населених місць та промислових підприємств. Ефективність регулювання суттєво зростає за умови комплексного використання різних

методів управління дощовим стоком по всій території басейну каналізування. Застосування для тимчасового затримання поверхневого стоку малих локальних регулювальних резервуарів дощових стічних вод (РДСВ) є одним з найефективніших способів управління дощовим стоком. Він дозволяє реалізувати задачу регулювання в умовах щільної міської забудови та за складних гідрогеологічних умов.

Актуальність проблеми підкреслює активний пошук новітніх конструктивних рішень РДСВ та відповідних методів їх гідравлічного розрахунку [5, 290; 6, 151]. Основним типом РДСВ є односекційні регулювальні резервуари проточного типу, які характеризуються простотою конструкції, надійністю роботи, мінімальними експлуатаційними затратами.

Метою роботи є удосконалення методу гідравлічного розрахунку об'єму споруд для регулювання дощових стічних вод з малих однорідних урбанізованих басейнів стоку, а також встановлення діапазону застосування оглядових колодязів у якості регулювальних резервуарів.

Удосконалений метод гідравлічного розрахунку об'єму регулювального об'єму РДСВ

Регулювальний об'єм споруд для тимчасового затримання дощового стоку найчастіше розраховують за формулою

$$W_{\text{per}} = K_{\text{per}} Q_r t_r, \quad (1)$$

де K_{per} – коефіцієнт регулювального об'єму; Q_r – максимальна розрахункова витрата дощових стічних вод; t_r – час концентрації дощового стоку.

Найпоширенішим в Україні методом визначення коефіцієнта регулювального об'єму РДСВ є метод, розроблений науковцями СПбГАСУ (Санкт-Петербург, Росія) [2, 114]. Цей метод базується на лінійній моделі концентрації поверхневого стоку за умови спрощеного уявлення про постійну швидкість течії по довжині басейну.

У роботі [3, 49] наведено метод визначення коефіцієнта регулювального об'єму одно- та двосекційних РДСВ, що враховує безнапірний та напірний режими течії у відвідному трубопроводі. Коефіцієнт регулювального об'єму односекційних РДСВ проточного типу за цим методом визначається як функція трьох безрозмірних параметрів: початкового коефіцієнта регулювання витрати $\alpha_{c,o}$, коефіцієнта зміни напору b_1 та безрозмірного діаметра відвідного трубопроводу D'_c :

$$\alpha_{c,o} = Q_{c,o} / Q_r, \quad (2)$$

$$b_1 = \frac{Q_r \cdot t_r}{\Omega_{\text{pp}} \cdot h_c}, \quad (3)$$

$$D'_c = D_c / h_c, \quad (4)$$

де $Q_{c,o}$ – пропускна здатність відвідного трубопроводу при заповненні РДСВ до рівня шелиги відвідної труби; Ω_{pp} – площа в плані регулювального резервуару; D_c , h_c – відповідно внутрішній діаметр та перепад відміток відвідного трубопроводу; $h_c = i_c L_c$, де i_c , L_c – відповідно похил та довжина відвідного трубопроводу.

Разом з тим, зазначені методи не беруть до уваги регулювальної здатності розташованої вище водовідвідної мережі. У зв'язку з цим для малих урбанізованих басейнів стоку актуальним є питання щодо ефективності влаштування регулювальних резервуарів як окремих споруд, а також щодо можливості в ряді випадків використання в якості регулювальних резервуарів оглядових колодязів з діаметрами, більшими, ніж мінімально необхідні, регламентовані чинними будівельними нормами [1, 29].

Для розрахунку гідрографа дощового стоку з малих урбанізованих басейнів у роботі використано секторний метод [4, 31].

Гідрограф притоку з i -того сектора описується теоретичними залежностями (5–7):

$$1 \text{ етап – при } t < t_{r,i}: \quad Q_{t,i} = Q_{r,i} \cdot (t/t_{r,i})^{10/3}, \quad (5)$$

$$2 \text{ етап – при } t_{r,i} < t < t_d: \quad Q_{t,i} = Q_{r,i}, \quad (6)$$

$$3 \text{ етап – при } t_d < t < (t_d + t_{r,i}): \quad Q_{t,i} = Q_{r,i} \cdot \left[1 - (t/t_{r,i} - t_d/t_{r,i})^{10/3} \right]. \quad (7)$$

де $t_{r,i}$ – час концентрації стоку з i -того сектора; t_d – час випадання дощу.

Гідрограф стоку зі всієї площі басейна стоку знаходили як суму гідрографів з усіх секторів:

$$Q_t = \sum Q_{t,i}. \quad (8)$$

Згідно вимог ДБН В.2.5-75:2013 [1, 96], при виконанні гідравлічного розрахунку мереж дощового водовідведення рекомендується враховувати збільшення пропускної здатності ділянок колекторів, які працюють з підйомом рівня води в колодязях. Це збільшення характеризується коефіцієнтом β , що враховує заповнення вільної ємкості мережі в момент виникнення напірного режиму.

Отже, у загальному випадку сумарний коефіцієнт регулювального об'єму складається з коефіцієнта регулювального об'єму вище розташованої водовідвідної мережі $K_{\text{рег,ВМ}}$ та коефіцієнта регулювального об'єму РДСВ $K_{\text{рег,РР}}$ (рис. 1).

Результати чисельного розрахунку регулювального об'єму РДСВ проточного типу за запропонованим методом

На основі запропонованого методу розроблено комп'ютерну програму для моделювання процесів наповнення та спорожнення регулювальних резервуарів проточного типу та чисельного визначення регулювального об'єму.

Програма дозволяє вирішувати як пряму, так і зворотну задачу гідравлічного розрахунку. У прямій задачі визначається максимальне наповнення та регулювальний об'єм РДСВ заданої площі $\Omega_{\text{РР}}$ у результаті випадання розрахункового дощу певної повторюваності. У зворотній задачі виконується пошук потрібної площі регулювального резервуара в плані при відомій максимальній висоті наповнення, яка диктується заглибленням водовідвідної мережі в місці встановлення РДСВ.

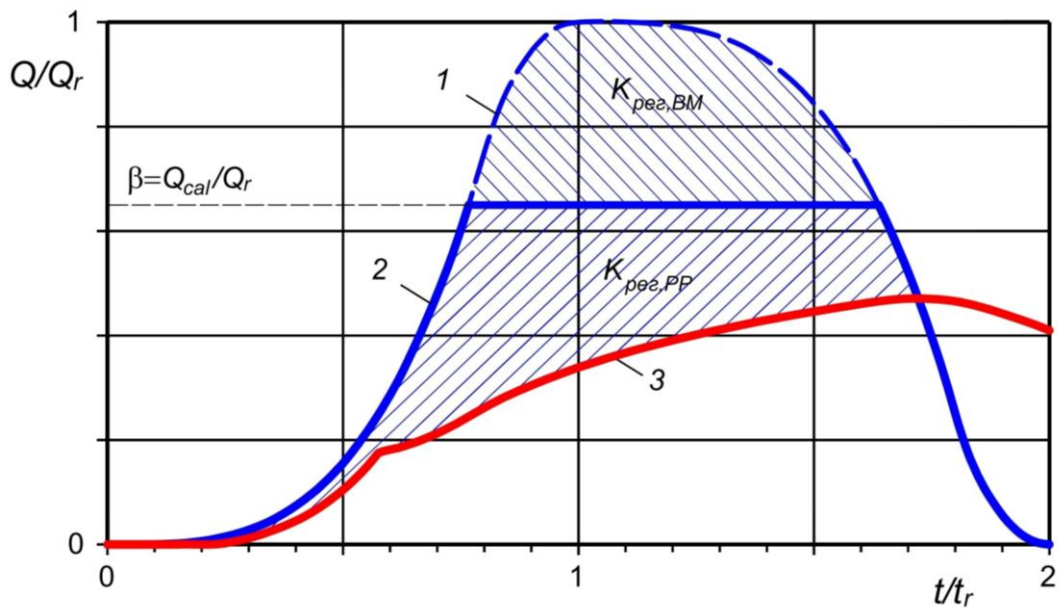


Рис. 1. Схема для визначення регулювального об'єму:

1 – безрозмірний гідрограф дощового стоку; **2** – безрозмірний графік притоку дощових стічних вод у регулювальний резервуар; **3** – безрозмірний графік відтоку дощових стічних вод; $K_{\text{per,BM}}$, $K_{\text{per,PP}}$ – коефіцієнти регулювального об'єму водовідвідної мережі та регулювального резервуару відповідно

Нижче наведено результати чисельного розрахунку для кліматичних умов м. Львова при періоді одноразового перевищення розрахункової інтенсивності дощу $P = 1$ рік: $q_{20} = 109$ л/(с·га); $n = 0,73$. Коефіцієнт заповнення вільної ємності мережі прийнято $\beta = 0,65$. Розглянуто малі ($F_{\text{бас}} \leq 1$ га), квадратні в плані басейни стоку ($L/b = 1$), що характеризуються коефіцієнтом стоку $\psi_{\text{mid}} = 0,95$. Поздовжній похил поверхні прийнято рівним $i_0 = 0,05$, а коефіцієнт шорсткості – $n_1 = 0,013$. Діаметр та поздовжній похил відвідного трубопроводу прийняті мінімально можливими згідно вимог [1, 24; 1, 27]: $D_c = 200$ мм; $i_c = 0,007$.

На рис. 2 наведено приклад чисельного розрахунку регулювального об'єму для басейна стоку площею 0,4 га при довжині відвідного трубопроводу 100 м за умови, що регулювальний резервуар виконано у вигляді круглого в плані колодязя діаметром 1,5 м.

Для описаних вище умов отримано діапазони використання колодязів типових діаметрів (1 м; 1,5 м та 2 м), як регулювальних резервуарів проточного типу для квадратних у плані басейнів стоку (рис. 3).

Наприклад, як видно рис.3,б, при $L_c = 100$ м та $H_{\text{PP}} = 3$ м при площі басейна стоку $F_{\text{бас}} < 3000$ м² для регулювання дощового стоку достатньо колодязя діаметром $D_{\text{PP}} = 1$ м; для $F_{\text{бас}} = 3000 \dots 3500$ м² – $D_{\text{PP}} = 1,5$ м. Гранична площа, з якої стік буде зарегульований за допомогою колодязя діаметром $D_{\text{PP}} = 2$ м, становить 4320 м², а для басейнів більшої площі в плані виникає необхідність у РДСВ більших розмірів.

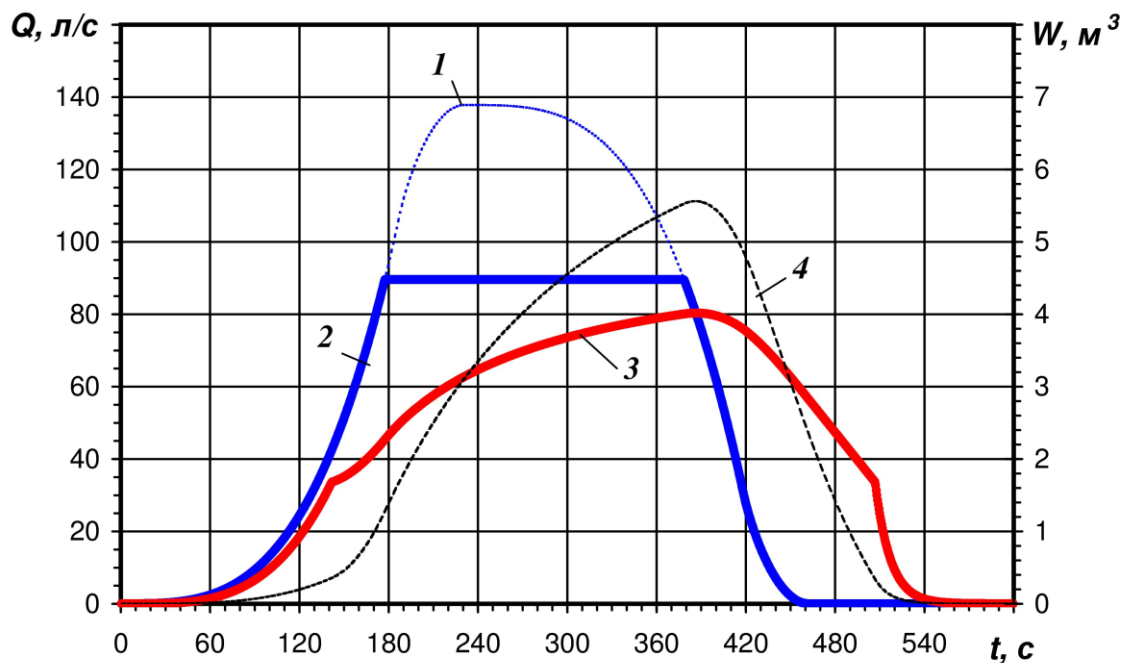
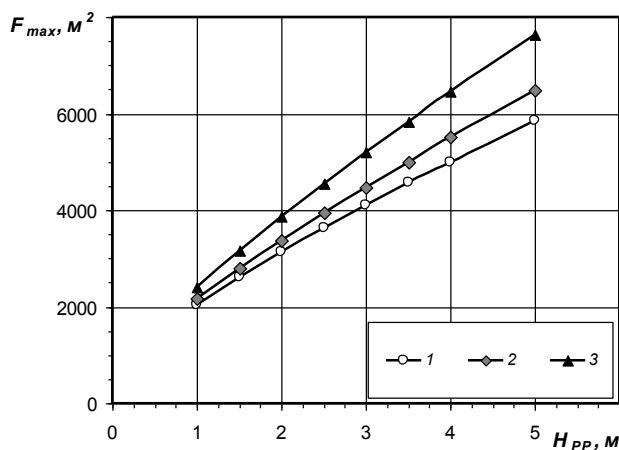
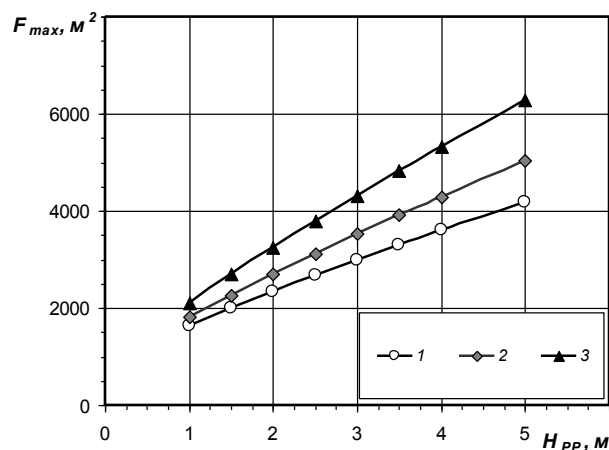


Рис. 2. Приклад визначення регулювального об'єму резервуара проточного типу: **1** – гідрограф дощового стоку $Q_{ст}$; **2** – притік в резервуар $Q_{ен}$; **3** – відтік з резервуара Q_c ; **4** – об'єм рідини W в РДСВ ($F_{бас} = 0,4$ га; $D_{PP} = 1,5$ м; $L_c = 100$ м)



а)



б)

Рис. 3. Залежності граничної площі урбанізованих басейнів стоку від висоти регулювального резервуара:

а – $L_c = 50$ м; **б** – $L_c = 100$ м; **1** – $D_{PP} = 1$ м; **2** – $D_{PP} = 1,5$ м;
3 – $D_{PP} = 2$ м ($q_{20} = 109$ л/(с·га); $n = 0,73$; $\beta = 0,65$; $L/b = 1$; $\psi_{mid} = 0,95$;
 $i_o = 0,05$; $n_1 = 0,013$; $D_c = 200$ мм; $i_c = 0,007$)

Виконано порівняння залежностей регулювального об'єму РДСВ $W_{рег}$ та коефіцієнта регулювального об'єму $K_{рег}$ від площі малого однорідного

урбанізованого басейна стоку $F_{\text{бас}}$, отриманих за запропонованим у роботі методом, з відповідними результатами за методом СПБГАСУ [2, 114].

Довжина відповідного трубопроводу прийнята рівною $L_c = 100$ м, інші вхідні параметри – такі ж, як вказано вище. Значення регулювальних об'ємів РДСВ, отримані за запропонованим у роботі методом, у 2,8...11,9 раз менші за відповідні значення за методом СПБГАСУ (рис. 4), що пояснюється різницею форми безрозмірних гідрографів притоку за цими методами, а також врахуванням у запропонованому методі регулювальної здатності розташованої вище водовідвідної мережі, яка кількісно характеризується коефіцієнтом заповнення вільної ємкості мережі β .

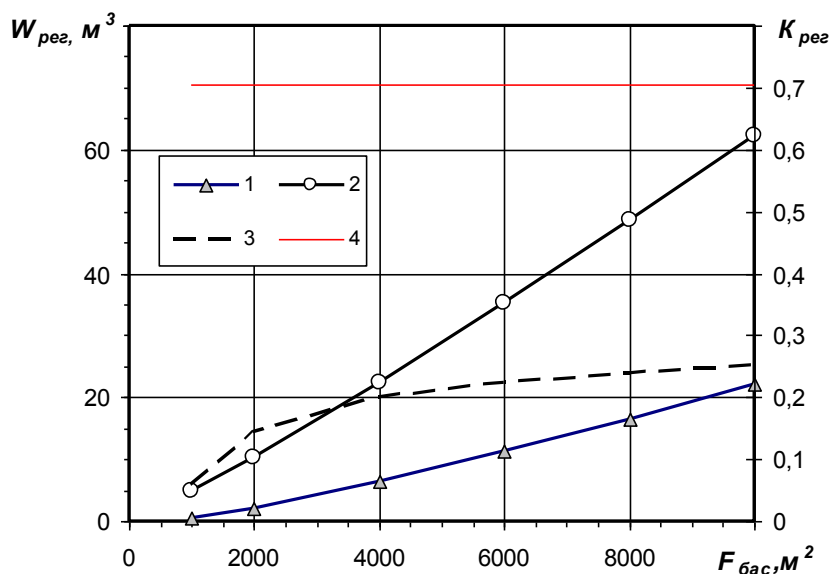


Рис. 4. Порівняння значень регулювального об'єму $W_{\text{рег}}$ (1, 2) та коефіцієнта регулювального об'єму $K_{\text{рег}}$ (3, 4) за представленим методом (1, 3) та за методом СПБГАСУ (2, 4): ($q_{20} = 109$ л/(с·га); $n = 0,73$; $\beta = 0,65$; $D_{\text{РР}} = 1,5$ м; $L/b = 1$; $\psi_{\text{mid}} = 0,95$; $i_o = 0,05$; $n_1 = 0,013$; $D_c = 200$ мм; $i_c = 0,007$; $L_c = 100$ м)

Потрібно зазначити, що за методом СПБГАСУ $K_{\text{рег}}$ залежить лише від показника степеня n та від початкового коефіцієнта регулювання витрати $\alpha_{c,0}$, і для вказаних розрахункових умов є величиною постійною ($K_{\text{рег}} = 0,705$). За запропонованим у роботі методом коефіцієнт $K_{\text{рег}}$ суттєво залежить від площі стоку і є меншим, ніж за методом СПБГАСУ в 2,8...11,9 раз (рис. 4).

Висновки

1. Удосконалено метод гідралічного розрахунку регулювальних резервуарів дощових стічних вод проточного типу, який базується на введеному в роботі [3, 49] методі трьох безрозмірних вхідних параметрів. В удосконаленому методі використано секторний метод побудови гідрографів стоку з малих однорідних урбанізованих басейнів стоку [4, 31], а також враховується регулювальна здатність розташованої вище водовідвідної мережі, що чисельно описується коефіцієнтом заповнення вільної ємкості мережі β [1, 96].

2. На основі удосконаленого методу розроблено комп'ютерну програму для моделювання процесів наповнення та спорожнення регулювальних резервуарів проточного типу. За допомогою програми вирішується пряма та зворотна задачі гідралічного розрахунку: визначається регулювальний об'єм та максимальне наповнення РДСВ певної площі в плані у результаті випадання розрахункового дощу, а також виконується пошук потрібної площі регулювального резервуара в плані при відомій максимальній висоті наповнення, яка диктується місцевим заглибленням мережі.

3. Проаналізовано можливість застосування оглядових колодязів різних діаметрів з метою локального регулювання поверхневого стоку на малих урбанізованих басейнах стоку. Окреслено діапазон використання оглядових колодязів типових діаметрів (1 м; 1,5 м та 2 м) як регулювальних резервуарів проточного типу для квадратних у плані басейнів при точковій схемі водовідведення для кліматичних умов м. Львова за періоду одноразового перевищення розрахункової інтенсивності дощу 1 рік.

4. Значення коефіцієнтів регулювального об'єму та об'ємів регулювальних резервуарів, отримані за запропонованим у роботі методом, у 2,8–11,9 раз менші за відповідні значення за методом СПБГАСУ [2, 114], що пояснюється різницею безрозмірних гідрографів притоку за цими методами, а також врахуванням у запропонованому методі коефіцієнта заповнення вільної ємкості мережі β .

Список літератури

1. *ДБН В.2.5-75:2013*. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – К.: Мінрегіон України, 2013. – 128 с.
2. *Отведение и очистка поверхностных сточных вод: Учеб. пособие для вузов* / В.С. Дикаревский, А.М. Курганов, А.П. Нечаев, М.И. Алексеев. – Л.: Стройиздат. Ленингр. отд-ние, 1990. – 224 с.
3. *Жук В.М.* Регулювальний об'єм двосекційних резервуарів дощових стічних вод проточного типу для лінійних у плані басейнів стоку / *В.М. Жук, І.Ю. Попадюк, В.Г. Павлишин, Т.І. Фігурняк* // Труды первого международного научно-практического семинара "Повховские научные чтения" [Под общ. ред. Ступина А.Б.] – Донецк: ДонНУ, 2010. – С. 48-60.
4. *Жук В.М.* Гідрографи притоку дощових стічних вод з прямокутних у плані урбанізованих басейнів стоку для дощів постійної в часі інтенсивності / *В.М. Жук, І.І. Матлай* // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки: Науково-технічний збірник. Випуск 19. – К.: КНУБА, 2012. – С. 31-39.
5. *Stec A.* Optymalizacja zbiornika retencyjnego na sieci kanalizacji ogólnospławnej miasta Przemyśl / *Agnieszka Stec, Daniel Słyś* // Proceedings of ECOpole. – Opole, 2014. – Volume 8, Issue 1. – S. 289-298.
6. *Попадюк І.Ю.* Регулювання поверхневого стоку за допомогою багатосекційних резервуарів дощових стічних вод / *І.Ю. Попадюк* // Науковий вісник НЛТУ України. – 2015. – Вип. 25.8. – С. 149-154.

Надійшло до редакції 19.11.2015

КЛІМАТИЧНА ОБУМОВЛЕНІСТЬ СУЧАСНИХ ЗМІН ВОДНОГО РЕЖИМУ БАСЕЙНУ КАЛЬМІУС

Досліджено вплив кліматичних умов на екологічний стан водного басейну Кальміус (ВБК) на ділянці водотоку у районі міста Донецьк. За основу взято метеорологічні дані моніторингу за довгостроковий період (метеопост Донецьк) по таким показникам: температура повітря ($^{\circ}\text{C}$), кількість опадів (мм), місячні витрати води ($\text{м}^3/\text{с}$), середньорічні витрати води ($\text{м}^3/\text{с}$), об'єм стоку за рік (млн. м^3) та мінералізація ($\text{мг}/\text{дм}^3$)

Ключові слова: гідроекосистеми, водна система, витрата води, опади, мінералізація, стік.

Исследовано влияние климатических условий на экологическое состояние водного бассейна Кальмиус (ВБК) на участке водотока в районе города Донецк. За основу взято метеорологические данные мониторинга за долгосрочный период (метеопост Донецк) по таким показателям: температура воздуха ($^{\circ}\text{C}$), количество осадков (мм), месячные расходы воды ($\text{м}^3/\text{с}$), среднегодовые расходы воды ($\text{м}^3/\text{с}$), объем стока за год (млн. м^3) и минерализация ($\text{мг}/\text{дм}^3$)

Ключевые слова: гидроэкосистемы, водная система, расход воды, осадки, минерализация, сток.

The influence of climatic conditions on the ecological status of the water basin Kalmius (WBK) at the watercourse near the city of Donetsk. The basis is taken meteorological monitoring data for the long term (meteoposts Donetsk) on the following parameters: water temperature, air temperature, precipitation, monthly water consumption, the average water consumption, volume runoff per year and mineralization.

Keywords : hydroecosystems, water system, water flow, rainfall, salinity, flow.

Клімат є одним з головних природних ресурсів, від якого залежать зміни водного режиму річок. Стрімке глобальне потепління клімату за останні 150 років є результатом антропогенного підсилення глобального атмосферного парникового ефекту, спричиненого, головним чином, викидами вуглекислого газу. Особливу увагу проблемі зміни клімату було приділено на Другій Всесвітній кліматологічній конференції (в листопаді 1990 року) в Женеві та на 21-му Міжнародному конгресі по водопостачанню в Мадриді (в вересні 1997 року). Прогнозується, що підвищення температури води та

більш тривалий період низького стоку погіршать стан поверхневих водних систем, що буде сприяти евтрофікації води [1,2]. Більш інтенсивні дощові опади приведуть до підвищення вмісту завислих речовин в поверхневих водоймах в наслідок ерозії ґрунтів та можуть створити перегруженість для пропускних систем, станцій обробки води та очистки стічних вод. Часті періоди низького стоку приведуть до зниження здатності до розбавлення забруднюючих речовин і таким чином підвищення їх концентрацій. В районах із загальним зниженням стоку якості води значно погіршиться. [3,4]

Річковий стік є важливою складовою процесу водообміну та інтегральною характеристикою водного балансу. Утворює річковий стік частка атмосферних опадів, не витрачених на випаровування і споживання рослинами. Вивчення коливань річкового стоку показує, що в цілому його зміни та зміни сумарних опадів, які випадають, тісно пов'язані з температурою. Зазвичай при зростанні температури до певної межі відбувається зростання кількості опадів та стоку, для окремих фізико – географічних регіонів наслідки змін можуть дещо відрізнятися [5].

Живлення річки р. Кальміус змішане, формується за рахунок снігових, дощових та підземних вод. Водний режим річки Кальміус визначається особливостями повені, його тривалістю, часткою участі талих вод у річному стоці та характеризується досить високим весняним водопіллям, яке може проходити кількома піками, обумовленими нерівномірним таненням снігу або дощами, низькою літньо-осінньою межінню. На водотоках басейну р. Кальміус стік весняного водопілля становить 60...70%. В середні і маловодні роки частка талих вод знижується до 40...50%. Найвищі рівні дощових паводків дорівнюють або перевищують максимальні рівні весняної повені і досягають 2,5...5,0 м.

У даній роботі використовувались дані екологічного, гідрологічного та метеорологічного моніторингу за 32-річний період. [6-8] із використанням нормативних методів контролю за станом водних систем та, запропонованих нами, комплексних екологічних методів аналізу. Зміни температури повітря для м. Донецьк представлені на рисунку 1.

Аналіз даних рис.1 дозволяє констатувати, що максимальна температура повітря змінювалася в бік підвищення як в зимні так і в літні місяці на 0,5...2°C. Такі зміни призведуть до підвищення температури води, а разом із збільшенням кількості опадів відбувається погіршення екологічного стану гідроекосистем –зменшення концентрації розчиненого кисню, що погіршує процес самовідновлення в гідроекосистемах; накопичення (по ХСК) важкоокислюваних органічних речовин, азотовмістких сполук; евтрофікація.

На рис. 2 представлені зміни кількості дощових опадів (мм) в р. Кальміус в залежності від температури повітря. Суттєві зміни температури повітря відбулися в V-VIII в границях 18,9...25,4°C, а температури води 19,1...24,0°C.

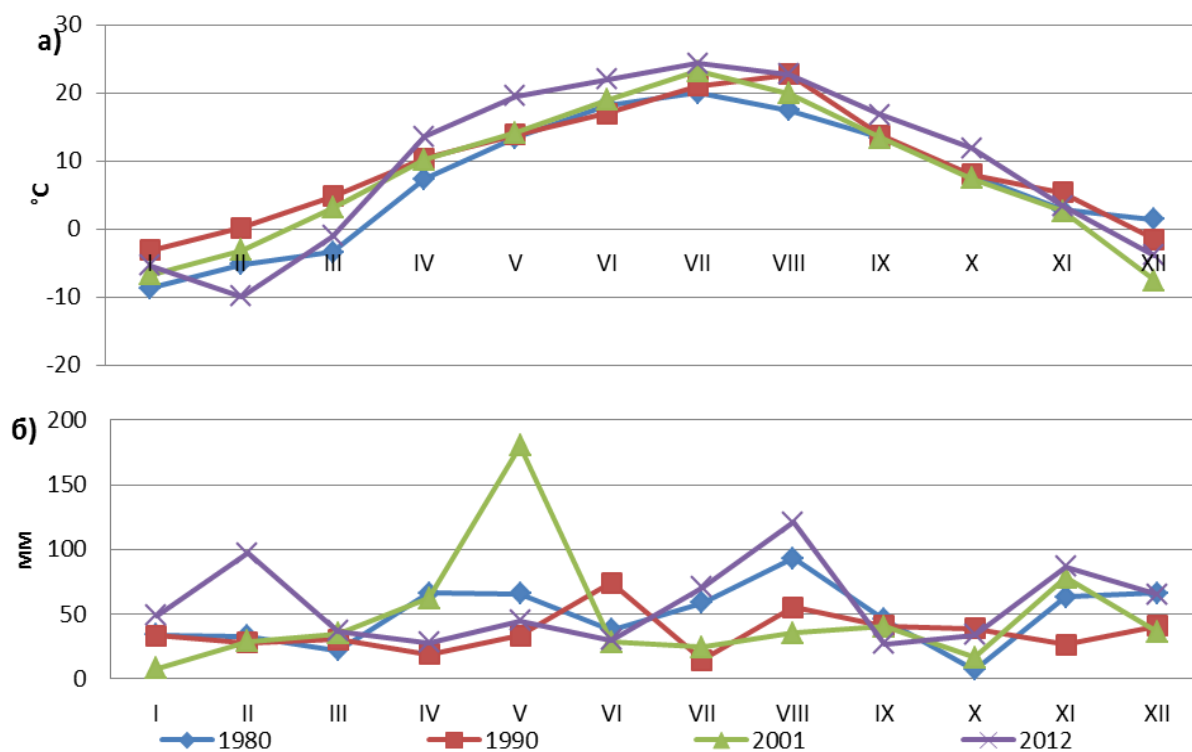


Рис.1. Зміна температурного режиму повітря (а) та кількості опадів (б) за 1980, 1990, 2001, 2012 роки для метеорологічної станції Донецьк

На рис. 3 представлено залежність кількості опадів та річний об'єм стоку. В таких умовах відбувається погіршення екологічного стану ГЕ – відбувається зменшення концентрації розчиненого кисню, що погіршує процес самовідновлення в ГЕ, як позначається, в більшості випадків, за таких показників – відбувається перевищення кратності ГДК по азоту амонійному – 1,3...8,1ГДК, азоту нітратному – 1,1...2,3ГДК, азоту нітритному – 6,2...16,1ГДК.

В цей період також фіксується евтрофікація водних систем, за рахунок надходження з поверхневим стоком поживних речовин. Це викликає інтенсивне зростання зелених та синьозелених водоростей, які інтенсивно поглинають розчинений кисень. При відмиранні їх у гідроекосистеми надходять продукти метаболізму, що погіршує екологічну ситуацію у водоймі.

На рис. 4 показано, що внаслідок дії поверхневого стоку витрата води в річці та мінералізація суттєво не змінилася.

Отже, аналізуючи результати досліджень гідрологічних, екологічних та метеорологічних даних, можна зробити висновок, що внаслідок кліматичних змін за досліджуваний період відбулося підвищення температури повітря та води на 0,5...2 °C, збільшилась кількість атмосферних опадів, що в свою чергу вплинуло на водний режим басейну Кальміус, погіршився рівень забрудненості за азотовмісними сполуками.

Таким чином, зміна кліматичних умов призвела до підвищення температури води ГЕ, а поверхневий стік сприяв процесам евтрофікації у р. Кальміус, що погіршило екологічну ситуацію в річці.

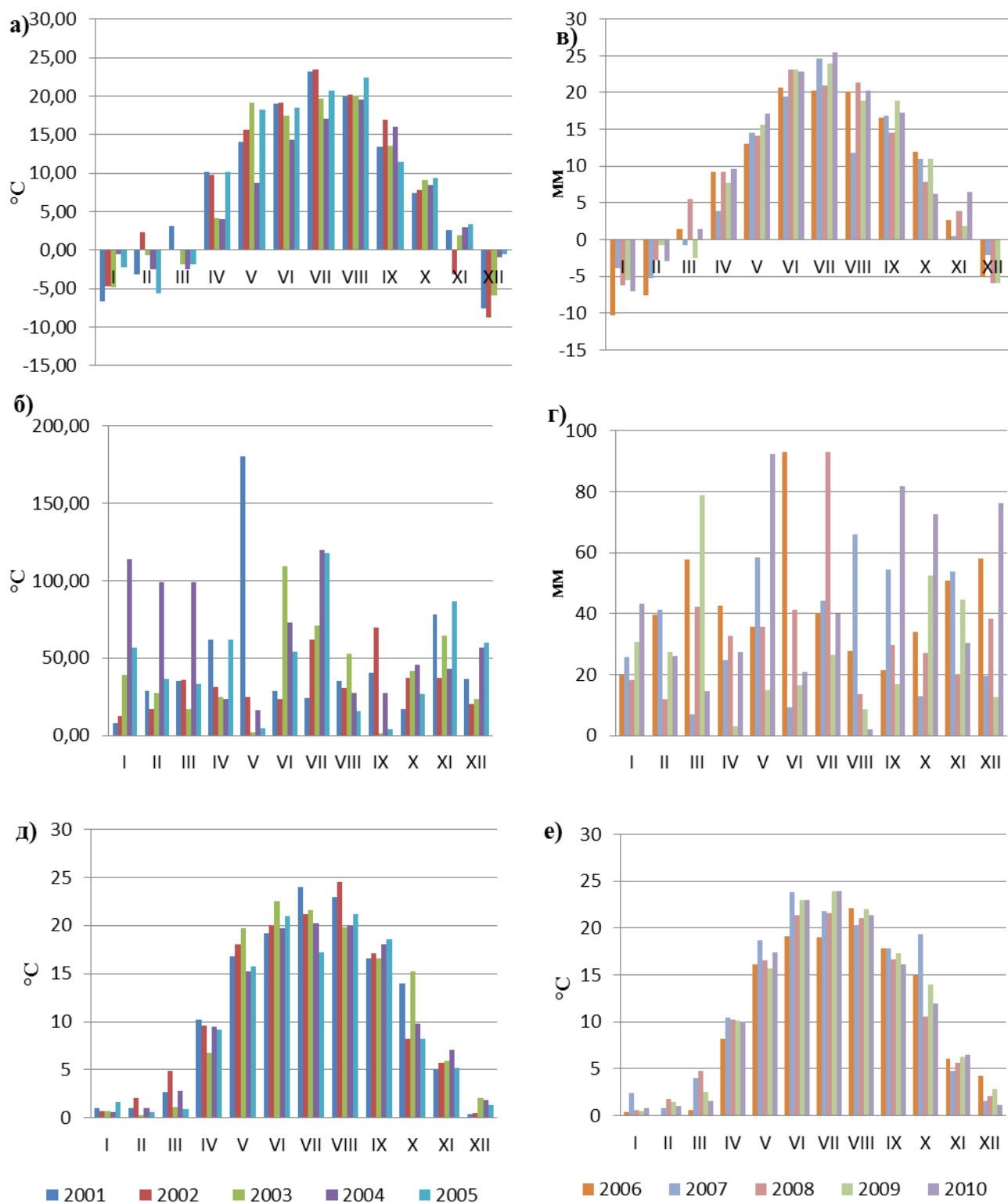


Рис.2. Зміна температури атмосферного повітря (а,б), атмосферних опадів (в,г) та температури води(д,е) за період з 2001 до 2010 рр., де відбулися суттєві зміни параметра.

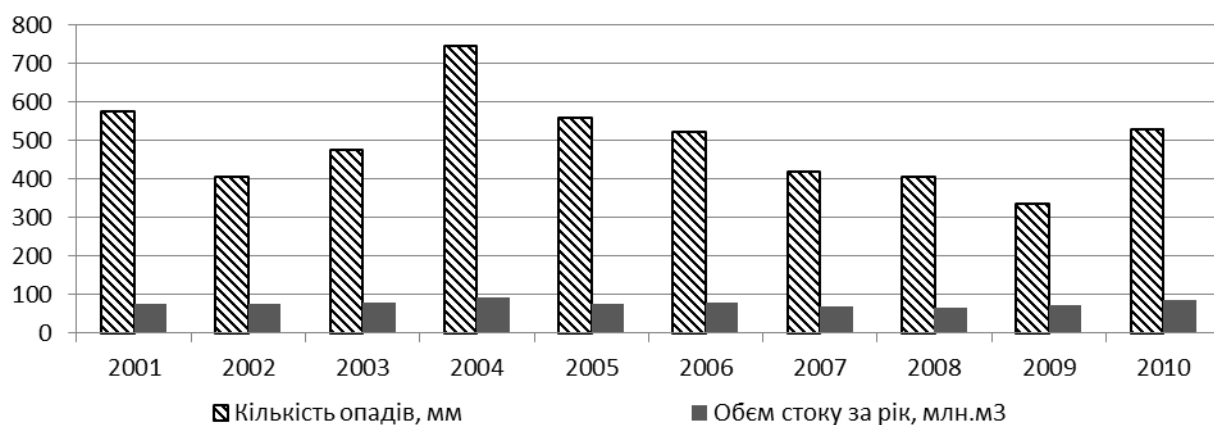


Рис.3. Зміна об'єму річного стоку (млн.м³) від кількості опадів (мм).



Рис.4. Вплив поверхневого стоку, м³/с (а) на мінералізацію,мг/дм³(б)

Список літератури

1. *Н.С. Бадюк.* Влияние изменения климата на водоснабжение населения. // Вода: гигиена и экология. – №1(1), 2013. – С. 178- 184.
2. *Канюка О.Ю., Смоляр Н.О.* Підвищення температури атмосфери: новий погляд на проблему // Екологічна безпека держави: Матеріали Всеукраїнської наукової конференції студентів та аспірантів (21-24 квітня 2009 року, м. Київ). – К.: НАУ-друк, 2009. – С.207-209.
3. *Стецюк Н.О.* Проблема зміни клімату та перспектива вирішення на локальному рівні./ Н.О. Стецюк, Р.В. Шевченко, О.Ю. Канюка/ Збірник матеріалів II-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю. – Україна, Полтава, 2013 р. – С. 45-48.
4. *Васюкова Г.Т. Ярошева О.І.* Екологія. Підручник. – К.: Кондор, 2013. – 524 с.
5. *Левківський С.С., Падун М.М.* Раціональне використання і охорона водних водних ресурсів: Підручник. – К.: Либідь, 2006. – 280 с.
6. *Государственный водный кадастр.* Гидрохимические бюллетени (I-IV кварталы) / Гос. ком. Украины по гидрометеорологии. Центр. геофиз. обсерватория(1980-1984 гг.) – К.:ФОЛ Укр УКГС, 1981-1985.

7. *Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Ч. 1: Реки и каналы. Выпуск 3. Бассейн Северского Донца, рек Крыма и Приазовья /Гос. ком. Украины по гидрометеорологии. Центр. геофиз. обсерватория (1985-2012 гг.). – К.: УОП Укргидромета, 1986-2013.*

8. *ТМС-84 Донецьк /Гос. ком. Украины по гидрометеорологии. Центр. геофиз. обсерватория (1991-2010гг.). – К.: УОП Укр ГМЦ, 1992-2011.*

Надійшло до редакції 04.03.2015

УДК 532.542

Ю.М. КОНСТАНТИНОВ, кандидат технічних наук

О.О. ГІЖА, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

РОЗРАХУНКИ НАПІРНИХ ТРУБОПРОВОДІВ ЗА ШВИДКІСНИМИ ТА ВИТРАТНИМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ

Показано, що при розрахунках пропускної здатності напірних трубопроводів не можна автоматично застосовувати відому формулу швидкісної характеристики для відкритих русел. Наводяться рекомендації для розрахунку трубопроводів у квадратичній та перехідній областях опору, а також пропозиції по врахуванню місцевих опорів.

Ключові слова: Швидкісні та витратні характеристики напірних трубопроводів у перехідній та квадратичній областях опору.

Показано, что при расчете пропускной способности напорных трубопроводов нельзя автоматически применять известную формулу скоростной характеристики для открытых русел. Приводятся рекомендации для расчета трубопроводов в квадратичной и переходной областях сопротивления, а также предложения по учету местных сопротивлений.

Ключевые слова: Скоростные и расходные характеристики напорных трубопроводов в квадратичной и переходной областях сопротивления.

It is shown that in calculating the capacity of pipelines can't automatically apply the formula of velocity characteristics for open channels. Provides recommendations for the calculation of pipelines in quadratic and transitional areas of resistance, as well as considering the local resistance.

Keywords: velocity and consumables characteristics of pressure pipelines in transitional and quadratic areas of resistance.

Загальні положення. В літературі з гідравліки та гідротехніки [1,4] разом з розрахунками трубопроводів за питомими опорами S_0 наводяться також рекомендації для визначенні швидкості V і пропускної здатності труб Q за формулами:

$$V = W_{\text{тр}} \sqrt{i_p}, \quad (1)$$

$$Q = K_{\text{тр}} \sqrt{i_p}, \quad (2)$$

де i_p – п'єзометричний похил труби; $W_{\text{тр}}$ і $K_{\text{тр}}$ – відповідно швидкісна та витратна характеристики труби при гідравлічному радіусі $R_{\text{тр}} = D/4$, що визначаються за формулами:

$$W_{\text{тр}} = \frac{1}{n} R^z = \frac{1}{n} \left(\frac{D}{4} \right)^z, \quad (3)$$

$$K_{\text{тр}} = W_{\text{тр}} \omega = \frac{1}{n} \frac{\pi D^{2+z}}{4^{1+z}}. \quad (4)$$

Особливістю цих формул, і в той же час недоліком, є їх розмірний характер і не досить конкретні рекомендації відносно коефіцієнта шорсткості n і показника степені z . У гідравлічній літературі рекомендується приймати n в залежності від стану поверхні труби (з дещо нечіткими характеристиками, такими як «добрі», «нормальні», «трохи забруднені», «середні умови», «забруднені», тощо. Рекомендується також приймати для нових труб $n=0,011$, а $z=0,67$ (за Манінгом), або $z=0,7$ (за Форхгеймером), або $z=0,37 + 2,5\sqrt{n} - 0,75\sqrt{R}(\sqrt{n} - 0,1)$ (за М.М.Павловським).

Більшість з цих робіт було проведено для відкритих лотків і каналів, ширина потоку по верху у яких залишається сталою, або збільшується із зростанням глибини. В той же час у круглих трубах при певних глибинах ширина потоку по верху, а також гідравлічний радіус R можуть зменшуватися в залежності від зростання глибини. Ці обставини не можуть не впливати на визначення швидкісних і витратних характеристик.

Такі рекомендації не відповідають сучасним поглядам, за якими опори по довжині в трубах залежать від базових факторів, зокрема від гідравлічного коефіцієнта тертя $\lambda_{\text{кв}}$ у квадратичній області опору та відношення $Re/Re_{\text{кв}}$ (де $Re_{\text{кв}}$ відповідає початку цієї області) [2,3].

Швидкісні і витратні характеристики труб у квадратичній області опору. Відмітимо, що особливості внутрішньої поверхні труб істотно впливають на гідравлічні опори, але в деяких довідниках для нових металевих (сталевих і чавунних) труб [1,4], гладких металевих поверхонь, поверхонь зі штукатуркою цементним розчином наводяться однакові рекомендації для коефіцієнта шорсткості $n=0,011$ і відповідно для показника степені z . Але аналіз чисельних експериментальних даних Ф.О.

Шевелева [5,6], проведений авторами у Київському національному університеті будівництва і архітектури [2,3] показав, що гідравлічні коефіцієнти тертя у квадратичній області опорів $\lambda_{\text{КВ}}$ для чавунних труб завжди більше, ніж для сталевих приблизно на 20...25%, і на 35...45% більше, ніж для труб азбестоцементних (тобто з гладким цементним покриттям) (рис.1). Ці значення $\lambda_{\text{КВ}}$ характеризуються експериментальною формулою [3]

$$\lambda_{\text{КВ}} = k D_{\text{мм}}^{-\tau}, \quad (5)$$

де коефіцієнти k і τ залежать від типу труб.

Гідравлічні коефіцієнти тертя λ і швидкісні характеристики труби $W_{\text{тр}}$ пов'язані умовою

$$W_{\text{тр}} = \frac{V}{\sqrt{i_p}} = \frac{V}{\sqrt{\frac{h_l}{l}}} = \frac{V}{\sqrt{\lambda \frac{l V^2}{2gD \cdot l}}} = \frac{\sqrt{2gD}}{\sqrt{\lambda}}, \quad (6)$$

або з врахуванням (3)

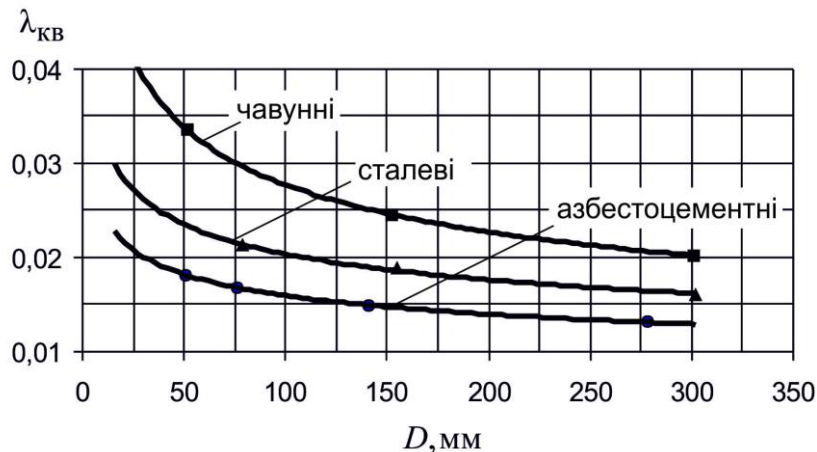


Рис.1. Експериментальні залежності гідравлічного коефіцієнта тертя від діаметра і матеріалу труби

$$\frac{1}{n} \frac{D^z}{4^z} = \frac{\sqrt{2gD}}{\sqrt{\lambda}}. \quad (7)$$

Для квадратичної області опору

$$W_{\text{тр КВ}} = \frac{1}{n} \frac{D^z}{4^z} = \frac{\sqrt{2gD}}{\sqrt{\lambda_{\text{КВ}}}}, \quad (8)$$

або з врахуванням (5)

$$W_{\text{тр КВ}} = \frac{1}{n} \frac{D^z}{4^z} = \sqrt{\frac{2g \cdot 1000^\tau D^{1+\tau}}{k}}. \quad (9)$$

Враховуючи, що n і k не залежать від діаметра труби, з (9)

$$z = 0,5(1 + \tau). \quad (10)$$

З рівняння (9) при $D^z = \sqrt{D^{1+\tau}}$ отримаємо

$$n = \frac{1}{4^z} \sqrt{\frac{k}{2g \cdot 1000^\tau}}. \quad (11)$$

Значення k, τ , що були визначені раніше [3], а також z (10) і n (11) наведені в таблиці 1 в залежності від типу труб.

Для практичних розрахунків зручно формулу (3) представити у вигляді

$$W_{\text{тр}_{\text{КВ}}} = W'_{\text{КВ}} D^z, \quad (12)$$

де

$$W'_{\text{КВ}} = \frac{1}{4^z n}. \quad (13)$$

Значення W' також залежать від типу труб і наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

Тип труб	k	τ	z	n	$W'_{\text{КВ}}$	$K'_{\text{КВ}}$
Сталеві електрозварні	0,053	0,2076	0,6038	0,011	39,42	31,07
Чавунні	0,1036	0,2864	0,6432	0,0111	36,93	29,01
Азбестоцементні	0,0384	0,191	0,5955	0,010	43,8	34,405

На рис. 2 показано залежності для швидкісної характеристики $W_{\text{тр}_{\text{КВ}}}$ різних типів труб у квадратичній області опору.

$W_{\text{тр}_{\text{КВ}}}, \text{м/с}$

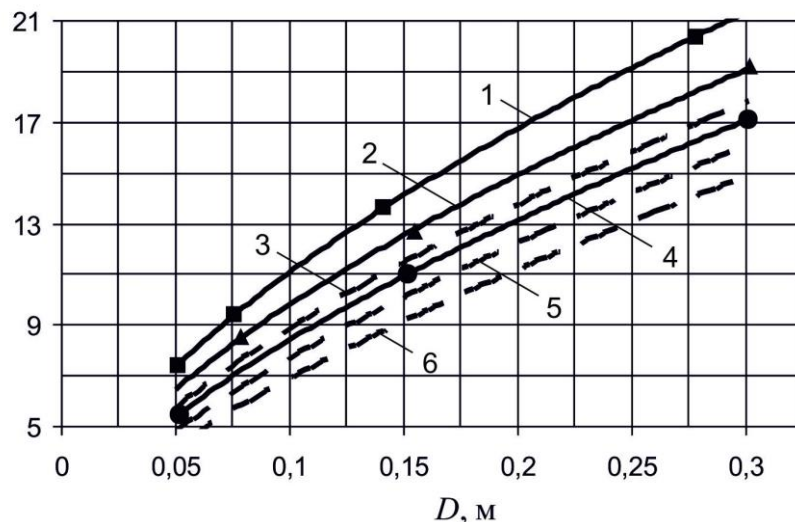


Рис. 2. Експериментальні залежності $W_{\text{тр}_{\text{КВ}}} = f(D)$ для труб: азбестоцементних (1), сталевих (2), чавунних (4) і за формулами Павловського (3), Манінга (5), Форхгеймера (6)

З графіка бачимо, що експериментальні точки добре відповідають запропонованим теоретичним дослідженням. Для порівняння також наведені залежності $W_{\text{тр}_{\text{КВ}}}$ при $n=0,011$ за формулами Павловського, Манінга та Форхгеймера. Рекомендації Павловського призводять до дещо занижених значень (до 5%) швидкісних характеристик для чавунних труб і до суттєво занижених для сталевих і особливо для азбестоцементних труб (до 17%). Ще менші величини $W_{\text{тр}_{\text{КВ}}}$ у порівнянні із експериментальними отримано за формулами Манінга та Форхгеймера. Це підкреслює те, що для напірних труб некоректно використовувати рекомендації для показника z , які були отримані для відкритих каналів.

З врахуванням викладеного формула (4) для витратної характеристики може бути представлена у вигляді:

$$K_{\text{тр}_{\text{КВ}}} = \frac{1}{n} \cdot \frac{\pi D^{2+z}}{4^{1+z}} = K'_{\text{КВ}} D^{2+z}, \quad (14)$$

де
$$K'_{\text{КВ}} = \frac{\pi}{4^{1+z} \cdot n}. \quad (15)$$

У таблиці 1 також наведені значення $K'_{\text{КВ}}$ для різних типів труб, а на рис. 3 показані залежності для $K_{\text{тр}_{\text{КВ}}}$ у квадратичній області опору.

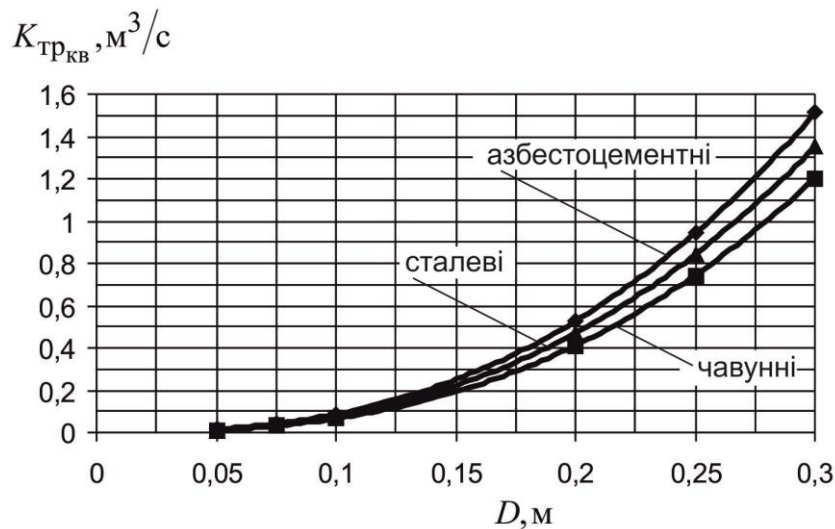


Рис. 3. Залежності $K_{\text{тр}_{\text{КВ}}} = f(D)$ для труб з різних матеріалів

Все викладене вище стосується труб, що працюють у квадратичній області опору при $Re \geq Re_{\text{КВ}}$. Число Рейнольдса $Re_{\text{КВ}}$ визначається як

$$Re_{\text{КВ}} = ND_{\text{мм}}^{\eta}, \quad (16)$$

де коефіцієнти: для сталевих електрозварних труб $N = 7315$, $\eta = 0,75$; для чавунних $N = 4782$, $\eta = 0,869$; для азбестоцементних $N = 11017$, $\eta = 0,876$ [3].

Швидкісні та витратні характеристики труб у перехідній області

опору. Якщо число Рейнольдса $Re = \frac{VD}{\nu} = \frac{W_{\text{тр}_{\text{КВ}}} \sqrt{i_p} D}{\nu} < Re_{\text{КВ}}$, то в трубі встановлюється перехідна область опору, при якій $\lambda = k_{\Pi} \lambda_{\text{КВ}}$, де коефіцієнт збільшення опору в перехідній області $k_{\Pi} > 1$ [3] і, згідно (6) швидкісна характеристика зменшується до $W_{\text{тр}} = m_{\Pi} W_{\text{тр}_{\text{КВ}}}$, а витратна характеристика – до $K_{\text{тр}} = m_{\Pi} K_{\text{тр}_{\text{КВ}}}$. Коефіцієнт зменшення пропускної здатності в перехідній області $m_{\Pi} = 1/\sqrt{k_{\Pi}}$ може бути визначений за формулою

$$m_{\Pi} = \left[A \left(\frac{Re}{Re_{\text{КВ}}} \right)^B \right]^{-0,5}, \quad (17)$$

де коефіцієнти A і B приймаються за табл. 2. На рис. 4 показані графіки зміни коефіцієнта $m_{\Pi} = f(Re/Re_{\text{КВ}})$ для труб з різних матеріалів.

Таблиця 2

Труби	Re/ Re _{КВ}			
	1...0,375		0,375...0,1	
	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>A</i>	<i>B</i>
Сталеві, азбестоцементні, залізобетонні	1	– 0,06	0,918	– 0,137
Чавунні	1	– 0,143	0,926	– 0,223

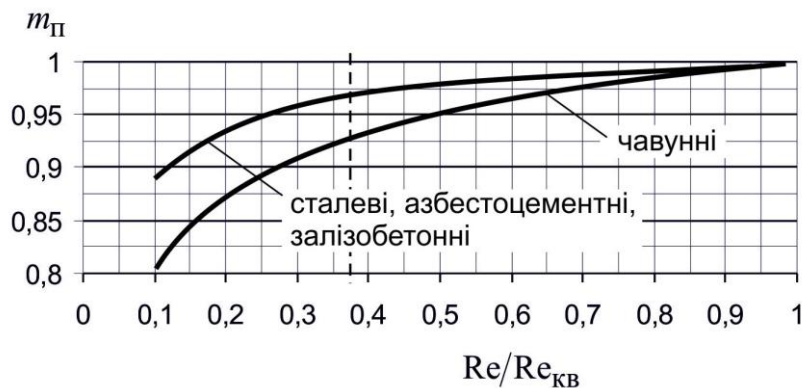


Рис. 4. Коефіцієнт зменшення швидкості і пропускної здатності труби

$$m_{\Pi} = f(Re/Re_{\text{КВ}}) \text{ в перехідній області опору}$$

Пропускна здатність трубопроводу з врахуванням місцевих опорів.

В цьому випадку сумарні втрати напору визначаються:

$$h_{\text{вт}} = \frac{Q^2 l}{K_{\text{тр}}^2} + \sum \zeta_{\text{м}} B Q^2, \quad (18)$$

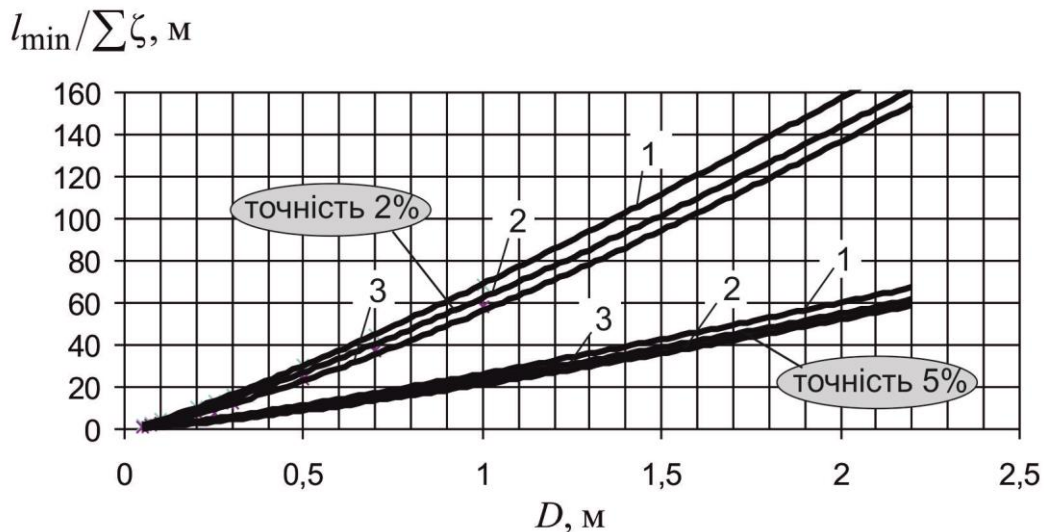
де $\sum \zeta_M$ – сума коефіцієнтів місцевих опорів; $B = \frac{8}{g\pi^2 D^4}$ – параметр, що враховує діаметр труби після місцевого опору.

Враховуючі, що $h_{BT}/l = i_p$, отримаємо

$$Q = \frac{K_{тр} \sqrt{i_p}}{\sqrt{1 + BK_{тр}^2 \frac{\sum \zeta}{l}}} \quad (19)$$

Знаменник в цій формулі характеризує вплив питомих місцевих опорів $\sum \zeta/l$ на пропускну здатність водоводу Q .

Якщо при відомих матеріалі та діаметрі труби D задана певна точність розрахунку, то за графіком (рис. 5) визначається допустиме значення $(\sum \zeta/l)_{max}$, при якому можна знехтувати місцевими опорами. Як приклад, показані такі графіки для різних типів і діаметрів труб при точності розрахунку 2% і 5%. Ця методика є більш обґрунтованою, ніж попередня, при якій труби розподіляли на довгі та короткі тільки в залежності від їхньої довжини [1,4].



Труби: 1 - азбестоцементні, 2 - сталеві, 3 - чавунні

Рис. 5. Мінімальна довжина трубопроводу, при якій можна знехтувати місцевими опорами

Застосування отриманих рекомендацій у практичних розрахунках.
Для розрахунку труб інших видів і матеріалів існують рекомендації [7,8], які вказують на те, що характер опорів в них є подібним до опорів в азбестоцементних трубах з врахуванням коефіцієнта збільшення θ . Тоді в формули для швидкісних і витратних характеристик замість параметрів W'_{KB} і

$K'_{\text{КВ}}$ слід вводити параметри $\beta W'_{\text{КВ}}$ і $\beta K'_{\text{КВ}}$, де значення $\beta = \frac{1}{\theta^{0,5}}$, і згідно [3] визначається за даними табл.3:

Таблиця 3

Труби	θ	β
Залізобетонні віброгідропресовані, металеві з внутрішнім полімерним покриттям, що нанесено методом набризгування із загладжуванням	1,43	0,836
Залізобетонні центрифуговані і металеві з внутрішнім цементнопіщаним покриттям, що нанесено методом центрифугування	1,26	0,891
Металеві труб з внутрішнім полімерним покриттям, що нанесено методом центрифугування	1,12	0,945

Слід також відмітити, що згідно [3,5,8], у практичних розрахунках значення гідравлічного коефіцієнта тертя збільшують, помножуючи його на коефіцієнти $k_1=1,15$ (враховує якість прокладання труб у виробничих умовах) і $k_2=1,18$ (враховує вплив стиків у сталевих трубах). Тоді треба зменшувати значення швидкісних і витратних характеристик труби $W_{\text{тр}}$ і $K_{\text{тр}}$ шляхом помноження їх на коефіцієнт для всіх труб $k_3=1/\sqrt{k_1}=0,93$ і додатково для сталевих труб, на $k_4=1/\sqrt{k_2}=0,92$.

Список літератури

1. *Большаков В.А, Константинов Ю.М., Попов В.Н. и др.* Справочник по гидравлике (под редакцией В.А Большакова). – 2-е изд. – К.: «Вища школа», 1984. – 344 с.
2. *Константинов Ю.М., Гіжа О.О.* Сучасний підхід до визначення гідравлічних опорів в трубопроводах / Ю.М.Константинов, О.О. Гіжа // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – К.: КНУБА, 2013. – Вип. 21. – С. 155-164.
3. *Константинов Ю.М., Гіжа О.О.* Особливості визначення втрат напору в перехідній і квадратичній областях опору / Ю.М.Константинов, О.О. Гіжа // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – К.: КНУБА, 2013. – Вип. 22. – С. 140-148.
4. Справочник по гидравлическим расчетам / Под. ред. Киселева П.Г. – 4-е изд. – М.: Энергия, 1972. – 312 с.
5. *Шевелев Ф.А.* Исследование основных гидравлических закономерностей турбулентного движения в трубах. – М.: Госстройиздат, 1953. – 208 с.

6. *Шевелев Ф.А.* Гидравлический расчет асбестоцементных труб. – М.: Госстройиздат, 1954. – 68 с.

7. *Шевелев Ф.А, Шевелев А.А.* Таблицы для гидравлического расчета водопроводных труб. Справочное пособие. – М.: ООО «Бастет», 2007. – 350 с.

8. *Водопостачання.* Зовнішні мережі та споруди. ДБН В.2.5-74: 2013. – 2013.

Надійшло до редакції 03.03.2015

УДК 628.477

Г.М. КОЧЕТОВ, доктор технічних наук

Д.М. САМЧЕНКО, аспірант

Київський національний університет будівництва і архітектури

О.Ю. КОВАЛЬЧУК, кандидат технічних наук

А.В. ПАСЬКО, аспірант

Науково дослідний інститут в'яжучих речовин і матеріалів ім. В.Д.

Глуховського

КОМПЛЕКСНА УТИЛІЗАЦІЯ ПРОМИСЛОВИХ ВІДХОДІВ, ЯКІ МІСТЯТЬ СПОЛУКИ ЗАЛІЗА, В ЛУЖНИХ ЦЕМЕНТАХ

Встановлено доцільність використання продуктів феритної очистки промислових стічних вод в складі лужних цементів загальнобудівельного призначення. Досліджено властивості бетонів на основі таких цементів.

Ключові слова: промислові стічні води, очистка води, феритизація, лужний цемент, бетон.

Установлена целесообразность использования продуктов ферритной очистки промышленных сточных вод в составе щелочных цементов общестроительного назначения. Исследованы свойства бетонов на основе таких цементов.

Ключевые слова: промышленные сточные воды, очистка воды, ферритизация, щелочной цемент, бетон.

The feasibility for using of residues after wastewater treatment by ferritization method in compositions of alkaline cements for general purposes is established. The properties of concrete based in these cements.

Key words: industrial wastewater, water treatment, ferritization, alkaline cement, concrete.

Одними з найбільш розповсюджених забруднювачів навколишнього середовища техногенного походження є стічні води гальванічних виробництв. Тому розвиток сучасного суспільства вимагає застосування ефективних технологій їх очистки метою збереження навколишнього середовища.

Традиційні реагентні технології очистки гальванічних стічних вод призводять до потрапляння у водні об'єкти великої кількості сполук важких металів, наприклад, нікелю – до 2,4 тис. тон на рік [1-3]. Тому виникає необхідність більш глибокої переробки промислових стоків із застосуванням більш ефективних технологій.

Одним із таких методів є феритизація цих стічних вод, що дозволяє отримати майже нерозчинні сполуки заліза та інших важких металів, в результаті обробки їх іонів лужним реагентом та киснем повітря. Ця технологія забезпечує високий ступінь очищення стічних вод від сполук важких металів [4-5]. Проте в процесі очистки стічних вод, окрім сформованих феритних осадів також утворюються рідкі відходи з підвищеним вмістом розчинних солей. Отримані тверді та рідкі відходи вимагають подальшої екологічно безпечної утилізації наприклад у виробництві матеріалів різного призначення, а в разі неможливості виготовлення товарної продукції в захороненні на відкритих звалищах.

Одним з перспективних шляхів комплексної утилізації продуктів очистки промислових стічних вод є їх використання у якості компонентів для затворювання та наповнювача лужних цементів розроблених науковою школою НДІВМ КНУБА ім. В.Д. Глуховського, які мають унікальні експлуатаційні властивості та також містять у своєму складі до 95% відходів та супутніх продуктів промисловості (паливних зол, доменних гранульованих шлаків, тощо).

Попередні дослідження, проведені фахівцями НДІВМ, показали, що лужні цементи є стійкими до дії агресивного середовища, чудово взаємодіють із розчинами сульфатів та хлоридів та володіють значним спектром унікальних експлуатаційних властивостей [5-9]. Вони дозволяють надійно фіксувати у своїй структурі елементи радіоактивних та важких металів не тільки на фізичному, але й на хімічному рівні [10-11].

З огляду на це нами досліджено доцільність утилізації рідких та твердих продуктів очистки промислових вод у лужних цementsах загальнобудівельного призначення та вивчено властивості матеріалів на основі таких цементів.

Методика експерименту. Нами досліджувалась оброблена вода та феритизований шлак, які отримані в результаті переробки висококонцентрованих стічних вод методом феритизації. Шлак подрібнювався до фракції 0,5...1 мм. Результати хімічного аналізу обробленої води та кількісного фазового складу ферит шламу наведено у табл. 1. та 2.

При готуванні лужного цементу на основі кальцій алюмосилікатного компоненту використовували мелений доменний гранульований шлак виробництва ПАТ «Завод ім. Ілліча» (м. Маріуполь), розмелений до питомої

поверхні 450 м²/кг за приладом Блейна, та золу сухого відбору Ладжинської ТЕС, розмелену до питомої поверхні 800 м²/кг за Блейном. Як лужний компонент використовували соду кальциновану виробництва ПАТ «Кримсода», а заповнювачі для приготування бетонної суміші – дніпровський річковий пісок із модулем крупності $M_k = 1,15$ та щебінь гранітний фракції 5...20 мм.

Таблиця 1

Склад основних компонентів обробленої води

№ п/п	Найменування показника	Значення показника	Метод випробування
1	Сульфати (SO_4^{2-}), мг/дм ³	25616	ГОСТ 4389-72
2	Хлориди (Cl^-), мг/дм ³	1186	ГОСТ 4245-72
3	Іони важких металів, мг/дм ³ : - залізо ($Fe^{заг.}$) - нікель (Ni^{2+})	0,1 0,42	ГОСТ 32221-2013
4	Водневий показник рН	10,21	Вимірюють на рН-метрі будь-якої моделі зі скляним електродом з похибкою вимірювань $\pm 0,1$

Таблиця 2

Кількісний фазовий склад ферит шламу

№ п/п	Виявлені фази	Вміст, %
1	Магнетит (Fe_3O_4)	51,3
2	Гематит ($\gamma-Fe_2O_3$)	28,7
3	Оксид нікелю (NiO)	13
4	Ферит нікелю ($NiFe_2O_4$)	7
Разом		100

Властивості цементу визначали у відповідності до ДСТУ Б В.2.7-181:2009 «Цементи лужні. Технічні умови» на зразках-балочках цементно-піщаного розчину розміром 4x4x16 мм.

Проектування складу та дослідження властивостей бетону проводили відповідно до вимог ДСТУ Б В.2.7-25:2011 «Бетони важкі лужні. Технічні умови». При проведенні досліджень використовували зразки-куби з розміром грані 100 мм з використанням поправочного коефіцієнту для визначення міцності.

Результати та їх обговорення. Було проведено дослідження впливу обробленої води та феритного шламу на властивості двох видів лужного цементу: шлаколужного та лужного композиційного (гібридного). Як об'єкт порівняння використовували склади лужних цементів, затворених технічною

водою. Склади розглянутих цементів та їх технологічні та експлуатаційні властивості наведено у табл. 3.

Таблиця 3

**Склад та властивості лужних цементів
з використанням продуктів феритної очистки промислових стічних вод**

№ складу	Склад цементу, %					В/Ц розплив	Міцність при стиску, МПа, після, діб		
	Шлак	Зола	Лужний компонент	Затворювач	Феритний шлам		3	7	28
1	66,7	28,6	4,7	технічна вода	-	0,4	23,12	30,62	38,81
2	6,7	28,6		оброблена вода	-		21,25	26,31	35,31
3	65,0	27,8			2,5		20,62	26,93	36,31
4	63,3	27,0			5,0		20,0	26,43	35,31
5	61,5	26,3			7,5		20,0	26,18	36,37
6	95,3	-		технічна вода	-		28,12	35,62	44,06
7	95,3	-		оброблена вода	-		27,50	21,37	24,06
8	92,8	-			2,5		25,62	31,68	41,25
9	90,3	-			5,0		23,75	29,5	39,31
10	87,8	-			7,5		23,12	32,56	43,18

Аналіз отриманих результатів засвідчив, що введення до складу лужних цементів продуктів очищення промислових стічних вод суттєво не погіршує експлуатаційні властивості матеріалу. Незначне зниження міцності спостерігається при затворенні цементу розчином обробленої води (як для шлаколужного, так і для лужного композиційного цементу). Крім того, при спільному використанні обробленої води як затворювача та феритного шламу як наповнювача відбувається стабілізація міцності на рівні складу порівняння без суттєвого впливу вмісту ферит шламу у системі. В загальному випадку відхилення міцності модифікованих цементів від аналогів порівняння не перевищує 5...10%.

За результатами дослідження властивостей цементу було обрано два зразки для перевірки можливості їх використання у складі бетону – зразки №4 та №9. Склади цементу та їх експлуатаційні властивості наведено у табл. 4.

Як засвідчив аналіз отриманих результатів, всі розглянуті склади бетону характеризуються високими експлуатаційними властивостями при незначній витраті в'язучої речовини та відносяться до марки бетону М400. Варто відзначити, що такі міцнісні показники бетону досягаються при достатньо високій рухливості бетонної суміші (марки ПЗ-П4), що дозволяє використовувати такі матеріали для монолітного будівництва.

Таблиця 4

**Склад та властивості лужних бетонів
з використанням відходів очистки промислових стічних вод**

№ складу	Цемент (на 1м ³)				Пісок	Щебінь (5-20)	Вода	В/Ц	ОК	Міцність при стиску, після тверднення, діб, МПа		
	Шлак + феритний шлам	Зола	Пласт.	Лужний компонент						3	7	28
1	400	-	2	20	850	1130	185	0,43	140	18,29	28,8	39,1
2	280	120					(технічна вода)		185	11,01	30,6	45,7
3	400	-					185		100	20,0	20,8	43,0
4	280	120					(оброблена вода)		165	13,6	27,2	41,0

Висновки. В результаті проведених робіт показано принципову можливість створення ефективних екологічно чистих будівельних матеріалів на основі лужних цементів з використанням продуктів очищення промислових вод. Встановлено, що використання в якості затворювача обробленої води з промислових стічних вод та заміна частини цементу на феритний шлам суттєво не знижує експлуатаційні показники цементу (як шлаколужного, так і гібридного цементу на основі паливної золи). Всі розглянуті цементи можна віднести до марки М400. Також показано можливість та ефективність виробництва бетону на основі розробленого цементу з використанням продуктів очистки стічних вод та встановлено, що такий бетон не поступається за своїми властивостями традиційним аналогам та може бути використаний у будівництві нежитлових будівель та споруд.

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. Kochetov G., Zorya D., Grinenko J. (2010). Integrated treatment of rising cooper-containing wastewater // Civil and Environmental Engineering. – Vol.1, n. 4. – P. 301-305.
3. Goldmann A. (2006). Modern ferrite technology Springer, Pittsburg, PA, USA, 445.
4. Кочетов Г.М., Науменко І.В., Самченко Д.М. Феритизаційна переробка відпрацьованих технологічних розчинів, що містять сполуки цинку та нікелю // Проблеми водопостачання та гідравліки: Наук.-техн. Зб. 2014р. – Вип. 24. – С. 59-66.

5. *Кочетов Г.М., Самченко Д.М.* Удосконалення феритизаційної технології переробки стічних вод: електромагнітна імпульсна активація процесу // Водопостачання та водовідведення. – Вип. 3, 2015. – С. 20-26.
6. *Krivenko P.V., Kovalchuk O.Yu., Grabovchak V.V.* Genesis of structure and sulfate resistance of fly ash alkali activated cements // Second International Conference on Advanced in Chemically-activated materials (CAM-2014, China). – June, 2014, Jinan, Shandong, China. – P 367-374
7. *Кривенко П.В., Ковальчук О.Ю.* Гібридні лужні цементы: структура та властивості // Вісник ДНАБА. Сучасні будівельні матеріали. – Випуск 1 (105). – 2015. – С. 59-63.
8. *Kovalchuk O.Yu., Drochitka R., Krivenko P.V.* Mix design of high volume alkali activated cement // Advanced Materials Research, Vol 1100. – P. 36-43.
9. *Krivenko P., Cao H., Weng L., Petropavlovskii O., Kovalchuk O.Yu.* Special hybrid alkali activated cements for immobilization of salt concentrates of low-level radioactive wastes // Proceed. 19th Internat. Conf. "Ibausil". – Weimar (Germany). – 2015. – P. 1-0820 – 1-0827.
10. *Krivenko P., Petropavlovsky O., Gelevera A., Jukov N.*: Immobilizing properties of alkaline cementitious systems. 2nd International Symposium NON-TRADITIONAL CEMENT & CONCRETE, ISBN 80-214-2853-8. – Brno, 2005. – P. 613-626.
11. *Скурчинская Ж.В., Кривенко П.В., Лавриненко Л.В., Самойленко Ю.И., Макеева И.Н.*: Утилизация гальванических шламов при производстве шлакощелочных вяжущих. – Цемент, №3. – С.-Петербург, 1993. – С.37-39.

Надійшло до редакції 19.11.2015

УДК 532.542

А.М. КРАВЧУК, доктор технічних наук
Київський національний університет будівництва та архітектури
О.Я. КРАВЧУК, старший викладач
Національний транспортний університет

ДО МЕТОДИКИ ГІДРАВЛІЧНОГО РОЗРАХУНКУ НАПІРНИХ ПЕРФОРОВАНИХ РОЗПОДІЛЬЧИХ ТРУБОПРОВОДІВ СИСТЕМ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ

Виконано аналіз існуючої методики гідравлічного розрахунку розподільчих напірних перфорованих трубопроводів систем водопостачання та водовідведення, приведено рекомендації для її вдосконалення, розглянуто приклад розрахунку.

Ключові слова: перфорований трубопровід, втрати напору, змінна витрата, коефіцієнт витрати, гідравлічний коефіцієнт тертя, показник рівномірності збору.

Выполнен анализ существующей методики гидравлического расчета распределительных напорных трубопроводов систем водоснабжения и водоотведения, приведены рекомендации для ее усовершенствования, рассмотрен пример расчета.

Ключові слова: перфорированный трубопровод, потери напора, переменный расход, коэффициент расхода, гидравлический коэффициент трения, показатель равномерности сбора.

The analysis of existent method of hydraulic calculation of pressure perforated distributing pipelines of water supply and water sewerage systems is accomplished, the recommendations for its improvement are adduced, the example of its calculation is reviewed.

Keywords: perforated pipeline, head loss, variable discharge, discharge coefficient, hydraulic coefficient of friction, index of capture uniformity.

Трубопроводи, які працюють зі змінною витратою вздовж шляху, знаходять широке застосування в різних областях техніки. В даній роботі розглядаються труби, що використовуються для розподілу води в спорудах очистки природних і стічних вод.

Приведені нижче методики рекомендуються для застосування при розрахунку напірних трубопроводів, які працюють в усталеному режимі без транзиту, мають незмінний діаметр і постійну інтенсивність перфорації по своїй бічній поверхні.

У відповідності до діючих норм [1], при відомих (прийнятих) конструктивних характеристиках труб, загальні втрати напору визначаються за залежністю

$$h = \zeta \frac{V^2}{2g}, \quad (1)$$

де ζ – коефіцієнт опору труби.

Для прямолінійного розподільчого трубопроводу з круглими отворами, який працює повним перерізом, він приймається

$$\zeta = \frac{2,2}{K_n^2} + 1, \quad (2)$$

тут $K_n = \frac{\sum \omega_o}{\Omega}$ – коефіцієнт перфорації, відношення сумарної площі отворів або щілин до площі поперечного перерізу прямолінійної труби або колектору ($0,15 \leq K_n \leq 2,0$).

Окрім того, в нормах приведені рекомендації по забезпеченню граничних швидкостей в початковому і кінцевому перерізах трубопроводу. Також вказуються мінімально допустимі розміри отворів перфорації.

Розглядувана методика гідравлічного розрахунку, з нашої точки зору є суттєво спрощеною, так як вона недостатньо враховує особливості руху рідини зі змінною витратою вздовж каналу і тому не забезпечує їх раціональне конструювання.

В даній роботі пропонується нова, більш досконала, методика розрахунку даних труб, розроблена на основі, як отриманими авторами даних, так і матеріалів інших авторів.

Як показано в роботі Г.А. Петрова [2], ustalений рух рідини в напірному прямолінійному трубопроводі постійного діаметру з рівномірною перфорацією вздовж шляху можна описати диференціальним рівнянням виду

$$\frac{dh}{dx} + \frac{(2-m)\alpha_o}{g\Omega^2} Q \frac{dQ}{dx} + \frac{\lambda_{зм}}{2g\Omega^2 D} Q^2 = 0, \quad (3)$$

де h, Q – відповідно, змінні за довжиною напір і витрата в розглядуваному перерізі; D, Ω – діаметр і площа перерізу труби; $\lambda_{зм}$ – гідравлічний коефіцієнт тертя у випадку руху рідини зі змінною витратою; α_o – коефіцієнт кількості руху ($\alpha_o \approx 1$); m – коефіцієнт змінюваної маси (для розподільчих трубопроводів можна приймати $m = 0,3$).

Другим рівнянням для описання характеристик даного потоку може служити рівняння витікання через отвір

$$\frac{dQ}{dx} = \mu \alpha_n \sqrt{2gh}, \quad (4)$$

де μ – коефіцієнт витрати отворів перфорації; $\alpha_n = \frac{\sum \omega_o}{l}$ – площа отворів на одиницю довжини труби.

Розгляд вихідної математичної моделі для випадку роботи розподільчого трубопроводу (рівняння (3), (4)), здійснено в роботі [3].

У відповідності з останнім, всі розподільники умовно поділяються на відносно короткі і відносно довгі труби. До відносно коротких відносяться труби у яких коефіцієнт опору за довжиною $\zeta_{l,p} = \lambda_p \frac{l}{D} \leq \frac{17}{A_k}$. Всі інші розподільники будемо відносити до довгих. Тут A_k – параметр, який приймається за таблицею 1.

Таблиця 1

χ_p	0,99	0,97	0,95	0,93	0,90	0,85	0,80	0,75	0,70
A_k	0,503	0,510	0,518	0,525	0,537	0,558	0,583	0,610	0,641
C_k	0,209	0,362	0,468	0,553	0,663	0,816	0,947	1,063	1,169

У відповідності з отриманими розв'язками, витрата в початковому перерізі розподільника буде:

- для відносно коротких труб

$$Q_n = \frac{1}{k} \operatorname{tg}(k\bar{f}) \Omega \sqrt{2gh_n}; \quad (5)$$

- для відносно довгих труб

$$Q_n = \frac{1}{k} \operatorname{th}(k\bar{f}) \Omega \sqrt{2gh_n}, \quad (6)$$

де k – коефіцієнт, який визначається за графіком на рис.1; $\bar{f} = \frac{\mu_p \alpha_n l}{\Omega} = \mu_p K_n$ – скважність трубопроводу; h_n – напір в початковому перерізі; μ_p – середній для всього трубопроводу коефіцієнт витрати отворів перфорації, який рекомендується визначати за емпіричною залежністю

$$\mu_p = 0,72 - 0,065 K_n. \quad (7)$$

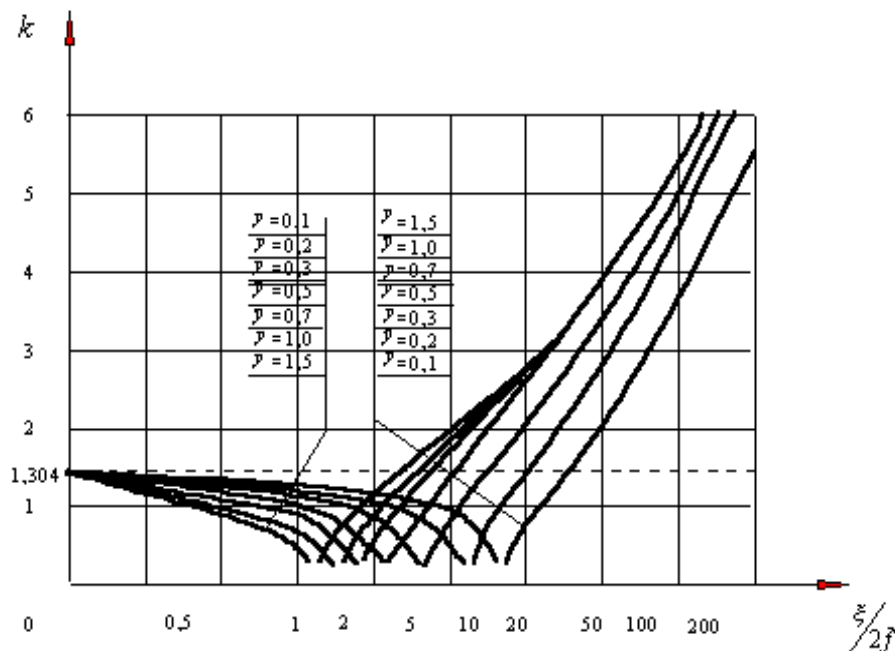


Рис.1. Графік для визначення коефіцієнта k .

При наявності в трубі транзитної витрати ($Q_{тр}$) відповідна залежність приймає вигляд

$$\mu_p = 0,72 - 0,1 \frac{Q_{тр}}{Q_n} - 0,065 \left(1 + \frac{Q_{тр}}{Q_n} \right)^{0,9} K_n. \quad (8)$$

Дана формула справедлива в межах $0,1 \leq K_n \leq 2,2$ і $\delta_* = \frac{\delta}{d_o} = 0,3 \dots 1,4$.

Питання про визначення величини коефіцієнта опору і втрат напору в розподільчому трубопроводі має певні особливості. Відомо, що при відносно невеликих довжинах розподільників, п'єзометрична лінія за їх довжиною зростає. За нашими даними напір в кінцевому перерізі буде дорівнювати

напору в початковому в середньому при $\zeta_{lp} \approx 5,2$. Тобто, при коефіцієнті опору розподільника $\zeta_{lp} \leq 5,2$ втрати напору в ньому можна не враховувати.

При більших значеннях ζ_{lp} , тобто, при збільшенні довжини труби, коефіцієнт опору визначається за залежністю

$$\zeta_{p.d} = \frac{k^2}{th^2(k\mu_p K_n)}. \quad (9)$$

Загальні втрати напору вздовж труби, з певним запасом, складуть

$$h = \frac{k^2}{th^2(k\mu_p K_n)} \frac{V_n^2}{2g}. \quad (10)$$

Показник рівномірності роздачі рідини χ , який дорівнює відношенню мінімальної від'єднуваної витрати на ділянці труби до максимальної від'єднуваної витрати на ділянці такої ж довжини в другій частині труби, в залежності від параметра ζ_{lp} , буде визначатися так:

$$\text{— при } \zeta_{lp} < \frac{15}{A_k} \quad \chi_{p.k.} = \cos(k\mu_p K_n); \quad (11)$$

$$\text{— при } \frac{15}{A_k} \leq \zeta_{lp} \leq \frac{15}{A_d} \quad \text{— в трубопроводі при рівномірній}$$

перфорацииможлива рівномірна роздача рідини у випадку, коли виконується співвідношення

$$\mu_p K_n \approx \frac{Q_n}{\Omega \sqrt{2gh_n}}; \quad (12)$$

$$\text{— при } \frac{15}{A_d} < \zeta_{lp} \leq 5,2 \quad \chi_{p.k.} = \cos\left(k\mu_p K_n \frac{3,4}{\zeta_{lp}}\right); \quad (13)$$

$$\text{— при } \zeta_{lp} > 5,2 \quad \chi_{p.k.} = \frac{ch\left(k\mu_p K_n \frac{3,4}{\zeta_{lp}}\right)}{ch(k\mu_p K_n)}. \quad (14)$$

Гідравлічний коефіцієнт тертя розподільного трубопроводу слід знаходити з виразу

$$\lambda_p = \beta \lambda_o, \quad (15)$$

де λ_o – гідравлічний коефіцієнт тертя трубопроводу при постійній витраті, рівній витраті на початку розподільника, визначається за відомими залежностями, наприклад [4]

$$\lambda_o = 0,11 \left(\frac{\Delta_{ек}}{D} + \frac{68}{Re} \right)^{0,25}, \quad (16)$$

де $\Delta_{ек}$ – еквівалентна шорсткість матеріалу стінок труби; $Re = \frac{V_n D}{\nu}$ – число

Рейнольдса в початковому перерізі; β – поправочний коефіцієнт, який при відсутності транзитної витрати, розраховується за залежністю

$$\beta = 114 K_n^{-0.32}. \quad (17)$$

При наявності транзиту відповідна залежність приймає вигляд

$$\beta = \left(114 - 0,48 \frac{Q_{\text{тр}}}{Q_n} \right) K_n^{-0.32}. \quad (18)$$

Залежності (17, 18) можна використовувати при $0,1 < K_n < 1,5$.

Таким чином, можна стверджувати, що за запропонованою методикою, знаючи характеристики трубопроводу і потоку в ньому, показник рівномірності розподілу і початкову витрату води, за формулою (8) можна зразу визначити коефіцієнт опору розподільника, а за (9) втрати напору в ньому. При цьому порядок розрахунку буде наступним:

– по заданій допустимій швидкості руху в початковому перерізі знаходимо стандартний діаметр трубопроводу

$$D = 113 \sqrt{\frac{Q_n}{V_d}}; \quad (19)$$

– визначаємо коефіцієнт перфорації:

$$\text{а) при } \zeta_{l.p} < \frac{15}{A_k} \quad K_n = \frac{C_k}{\sqrt{17 - \zeta_{l.p} A_k}}; \quad (20)$$

$$\text{б) при } \zeta_{l.p} > \frac{15}{A_d} \quad K_n = \frac{C_d}{\sqrt{\zeta_{l.p} A_d - 17}}, \quad (22)$$

де $\zeta_{l.p} = \lambda_p \frac{l}{D}$;

– знаючи величину коефіцієнта перфорації K_n і площу поперечного перерізу труби $\Omega = \frac{\pi D^2}{4}$, а також прийняв діаметр отворів перфорації d_o , визначаємо загальну кількість отворів у трубопроводі

$$n = \frac{K_n \Omega}{\omega_o}, \quad (23)$$

де $\omega_o = \frac{\pi d_o^2}{4}$ – площа перерізу одного отвору.

Розділив n на довжину l , отримаємо кількість отворів на одному погонному метрі довжини труби;

– знаходимо коефіцієнт опору розподільника

$$\zeta_p = \frac{B_d}{K_n^2}; \quad (20)$$

– втрати напору розраховуємо за залежністю (1) прийняв $V = V_n$.

– значення коефіцієнтів A_k, C_k і A_d, B_d, C_d , які входять в розрахункові формули, в залежності від величини показника рівномірності роздачі для відносно коротких труб приведені в табл. 1, для відносно довгих – в табл. 2

Таблиця 2

ζ_{lp}	$\chi_p = 0,99$			$\chi_p = 0,95$			$\chi_p = 0,90$		
	A_d	B_d	C_d	A_d	B_d	C_d	A_d	B_d	C_d
5,2	0,494	2,206	0,276	0,471	2,434	0,635	0,442	2,767	0,934
5,5	0,495	2,214	0,265	0,473	2,413	0,610	0,446	2,713	0,894
6,0	0,495	2,199	0,254	0,475	2,392	0,581	0,451	2,654	0,848
8,0	0,496	2,196	0,231	0,480	2,345	0,526	0,459	2,558	0,764
10,0	0,496	2,194	0,222	0,481	2,336	0,506	0,462	2,531	0,734
15,0	0,496	2,192	0,216	0,482	2,321	0,488	0,465	2,503	0,706
20,0	0,497	2,190	0,212	0,483	2,316	0,482	0,466	2,493	0,697
25,0	0,497	2,188	0,210	0,483	2,314	0,479	0,466	2,490	0,694
30,0	0,497	2,186	0,210	0,483	2,312	0,478	0,466	2,487	0,691
40,0	0,497	2,185	0,209	0,483	2,311	0,476	0,466	2,486	0,690

Продовження таблиці 2

ζ_{lp}	$\chi_p = 0,8$			$\chi_p = 0,7$		
	A_d	B_d	C_d	A_d	B_d	C_d
5,2	0,386	3,634	1,429	0,330	4,964	1,925
5,5	0,393	3,494	1,363	0,342	4,629	1,816
6,0	0,402	3,337	1,284	0,354	4,301	1,700
8,0	0,418	3,088	1,146	0,378	3,789	1,497
10,0	0,424	3,006	1,096	0,386	3,626	1,424
15,0	0,429	2,932	1,051	0,394	3,493	1,362
20,0	0,431	2,914	1,037	0,396	3,449	1,341
30,0	0,432	2,904	1,031	0,397	3,430	1,332
35,0	0,432	2,983	1,024	0,397	3,423	1,328
40,0	0,432	2,881	1,024	0,398	3,416	1,324

Приклад розрахунку

Визначити витрату, яку можна розподілити через перфорований трубопровід (витрату в початковому перерізі Q_n) з характеристиками: $K_n = 1,2$; $l = 5,0\text{м}$; $D = 0,1\text{м}$; $\lambda_o = 0,022$; $h_n = 1,0\text{м}$. Також знайти показник рівномірності розподілу води χ в розглядуваному випадку.

Розв'язок

1. За залежністю (7) розраховуємо середній для всього трубопроводу коефіцієнт витрати

$$\mu_p = 0,72 - 0,065K_n = 0,72 - 0,065 \cdot 1,2 = 0,64.$$

2. За формулою (17) знаходимо значення поправочного коефіцієнту

$$\beta_p = 1,14K_n^{-0,32} = 1,14 \cdot 1,2^{-0,32} = 1,08$$

3. За формулою (15) визначаємо гідравлічний коефіцієнт тертя

$$\lambda_p = 108\lambda_o = 1,08 \cdot 0,022 = 0,024.$$

Розраховуємо коефіцієнт опору за довжиною

$$\zeta_{lp} = \lambda_p \frac{l}{D} = 0,024 \frac{5}{0,1} = 1,2$$

і параметр $\frac{\zeta_{lp}}{2f} = \frac{\zeta_{lp}}{2\mu_p K_n} = \frac{1,2}{2 \cdot 0,64 \cdot 1,2} = 0,78.$

4. За графіком на рис.1 знаходимо значення коефіцієнта $k = 1,0$.

5. Витрату в початковому перерізі розподільника визначаємо за залежністю (5)

$$Q_n = \frac{1}{K} \operatorname{tg}(k \mu_p K_n) \Omega \sqrt{2gh_p} = \frac{1}{0,9} \operatorname{tg}(0,9 \cdot 0,64 \cdot 1,2) 0,00785 \sqrt{2 \cdot 9,81 \cdot 1} = 0,032 \text{ м}^3/\text{с}.$$

6. Показник рівномірності розподілу підраховуємо за формулою (11)

$$\chi = \cos(k \mu_p K_n) = \cos(0,9 \cdot 0,64 \cdot 1,2) = 0,77.$$

Список літератури

1. *Пособие по проектированию сооружений для очистки и подготовки воды (к СНиП 2.04.02–84 "Водоснабжение. Наружные сети и сооружения")* // НИИ КВОВ АКХ им. К.Д. Памфилова. – Москва, 1988. – 128 с.
2. *Петров Г.А. Гидравлика переменной массы.* / Изд.–во Харьковского университета. – Х.: 1964. – 224 с.
3. *Кравчук А.М. Расчет перфорированных распределительных трубопроводов произвольной длины* // Науковий вісник будівництва. – Харків, – 2002. – №20. – С. 72–78.
4. *Альтшуль А.Д. Гидравлические сопротивления.* – М.: Недра, 1970. – 216 с.

Надійшло до редакції 12.11.2015

В.С. КРЕМЕЗ, кандидат фізико-математичних наук
В.Є. ШТАМКОВСЬКИЙ, провідний інженер
Інститут гідромеханіки Національної академії наук України

ОСОБЛИВОСТІ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ФІЛЬТРАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД В ХІМІЧНО-СУФОЗІЙНИХ ҐРУНТАХ

Запропоновано математичну модель і метод розрахунку фільтрації підземних вод в хімічно-суфозійних ґрунтах при плівковому, дисперсному або комбінованому засоленні. Приведено приклад розрахунку осушення глибокого котловану і вивчено деякі закономірності суфозійних процесів.

Ключові слова: хімічна суфозія; математична модель; глибокий котлован.

Предложена математическая модель и метод расчета фильтрации подземных вод в химически суффозионных грунтах при пленочном, дисперсном или комбинированном засолении. Приведен пример расчета осушения глубокого котлована и изучены некоторые закономерности суффозионных процессов.

Ключевые слова: химическая суффозия; математическая модель; глубокий котлован.

The mathematical model and method of calculation of a filtration of ground waters in chemically suffusion soils is offered at film, disperse or combined solufications. The example of calculation of drainage of a deep foundation ditch is resulted and some laws suffusion processes are studied.

Key words: chemical suffusion; mathematical model; a deep foundation ditch.

Вступ. Суттєві відхилення природно-кліматичних умов, від середніх багаторічних, а також зростаюче техногенне навантаження на навколишнє середовище, що відбувається за останні роки в багатьох країнах, зокрема в Україні, призводять до значних змін режиму ґрунтових вод. Підсилення інтенсивності впливу природних і техногенних факторів на гідродинамічний і гідрохімічний режими підземних вод може призвести до структурних змін в деяких типах ґрунтів. Наприклад, в загіпсованих породах внаслідок розчинення і виносу солей із твердої фази ґрунту відбуваються процеси хімічної суфозії. В цьому випадку тверда фаза розглядається як двохкомпонентна система, що створена розчиненими солями і хімічно інертними (у звичайних умовах) нерозчиненими мінеральними частинками ґрунту. Процеси суфозії, зокрема хімічної, призводять до збільшення пористості, проникності, коефіцієнта фільтрації і характеристик міцності

ґрунтів. Деякі задачі фільтрації забруднених вод при експоненціальній залежності коефіцієнта фільтрації від концентрації осаду розглянуто в роботах [1,2], однак подальший аналіз природних і техногенних умов при створенні глибоких котлованів і кар'єрів свідчить про необхідність подальшого розвитку методів моделювання фільтрації води в пористих середовищах із змінними властивостями.

Гострий дефіцит земельних ресурсів під забудову спонукає до будівництва багатоповерхових споруд та ефективного використання підземного простору. Таким чином, створення глибоких котлованів для облаштування підвальних приміщень і підземних гаражів вимагає значного водопониження як в період будівництва, так і експлуатації зазначених споруд. Таким чином, поблизу всіх типів дренажу формуються зони високих швидкостей фільтрації води, що можуть значно інтенсифікувати процеси суфозії в ґрунтах.

Постановка задачі і деякі особливості чисельного розв'язку рівнянь. Основу математичної моделі, що наведена далі, складають фундаментальні рівняння фільтрації ґрунтових вод, а також масо переносу і масообміну в пористих середовищах. Розглядається, одновимірна нестационарна фільтрація підземних вод в неоднорідному хімічно-суфозійному ґрунті при плівковому, об'ємному або комбінованому засоленні пористого середовища. Для математичного моделювання зазначених процесів в ґрунтових водах (перших від поверхні землі підземних водах) може бути записана наступна система нелінійних рівнянь:

- рівняння нестационарної фільтрації [3] із урахуванням інфільтраційного живлення ґрунтових вод і залежності коефіцієнта фільтрації від концентрації солей у твердій фазі

$$\mu \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k(\sigma)(h-m) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \varepsilon, \quad V = -k(\sigma) \frac{\partial h}{\partial x}; \quad (1)$$

- рівняння конвективної дифузії із урахуванням надходження солей із інфільтраційними водами і масообміну із твердою фазою [3]

$$n_e \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right) - V \frac{\partial C}{\partial x} + \varepsilon \frac{(C_s - C)}{h-m} - \rho_s \frac{\partial \sigma}{\partial t}; \quad (2)$$

- рівняння кінетики масообміну між рідкою і твердою фазами [3] (дещо модифіковане для більш універсального урахування різних типів засолення)

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = -\gamma K_F (\sigma^*)^\varphi (C_{\max} - C), \quad \sigma^* = \frac{\sigma}{\sigma_{\max}}, \quad 0 < x < L. \quad (3)$$

Для замикання системи нелінійних рівнянь (1)-(3) (параметризації задачі) необхідно обрати формули, що відображають залежність коефіцієнта фільтрації ґрунту від концентрації осаду солей. В наведеній моделі припускається, що осад солі у твердій фазі може бути в плівковій, об'ємній або комбінованій формах.

У випадку поверхневого (плівкового) засолення частинок ґрунту [4]

$$k(\sigma^*) = k_0(1 - \sigma^*). \quad (4)$$

У випадку об'ємного (дисперсного) засолення порового простору ґрунту [4]

$$k(\sigma^*) = k_0 \left(1 + \sigma^* + \frac{1 - \sigma^*}{\ln(\sqrt{\sigma^*})} \right). \quad (5)$$

У випадку комбінованого засолення ґрунту (тобто наявності солей як у плівковій так і дисперсній формах може бути використана експоненціальна залежність [1,4,5]

$$k(\sigma^*) = k_0 \exp\left(-\frac{\sigma^*}{1 - \sigma^*}\right), \quad (6)$$

В записаних вище рівняннях і співвідношеннях прийняті наступні позначення: t – час, доба; x – просторова координата, м; $h = h(x, t)$ – рівень ґрунтових вод (РГВ), м; $m = m(x)$ – позначки поверхні водоопірного шару ґрунту, м; μ – коефіцієнт нестачі насичення (водовіддачі); $k = k(\sigma)$ – коефіцієнт фільтрації ґрунту, що залежить від концентрації осаду солей у твердій фазі, м/доба; k_0 – коефіцієнт фільтрації чистого незаколюватого ґрунту, м/доба; $\mathcal{E}$ – інтенсивність інфільтраційного живлення ґрунтових вод внаслідок атмосферних опадів, а також витрат з різноманітних техногенних джерел, м/доба; n_e – ефективна пористість, $n_e = n_a(1 - \sigma/\sigma_{max})$; σ_{max} – максимальна концентрація осаду солі в твердій фазі, г/кг; n_a – активна (за рахунок проточних порових каналів і відкритих мікропорожнин в ґрунті) пористість; ρ_s – щільність розчиняемого твердого осаду, кг/дм³; $C = C(x, t)$ – масова концентрація розчинених солей в рідкій фазі, г/л; $\sigma = \sigma(x, t)$ – масова концентрація солей в твердій фазі, г/кг; D – коефіцієнт конвективної дифузії розчинених солей, м²/доба; ($D = D_m + \delta|V|$); δ – коефіцієнт гідродисперсії, м; D_m – коефіцієнт молекулярної дифузії солей, м²/доба; γ – коефіцієнт швидкості розчинення (кристалізації), 1/доба; C_{max} – концентрація граничного насичення, г/л; ϕ – коефіцієнт засолення, який залежить від характеру розподілу солей в твердій фазі ($\phi = 0$, при поверхневому (плівковому) засоленні, $\phi = 0,5$ або $1,0$ при об'ємному (дисперсному) засоленні [3]; C_s – концентрація солей в поверхневому джерелі інфільтраційного живлення, г/л; K_F – коефіцієнт розподілу, дм³/кг; L – довжина області фільтрації, м.

Рівняння (1)-(3) розв'язуються при наступних початкових умовах:

$$h(x, 0) = h^0(x), \quad C(x, 0) = C^0(x), \quad \sigma(x, 0) = \sigma^0(x), \quad (7)$$

де $h^0(x)$, $C^0(x)$, $\sigma^0(x)$ – значення невідомих функцій в початковий момент часу.

Граничні умови характеризують особливості зовнішніх природних і техногенних впливів на характеристики, що досліджуються, у внутрішньому просторі області моделювання для всього розрахункового періоду.

Для рівняння фільтрації (1) задаються добре відомі граничні умови 1,2,3 роду, що досить докладно наведено, наприклад, в монографії [3]. Для рівняння масопереносу (2) у вхідному перетині, наприклад, $x = 0$, частіше за все, задаються граничні умови 1 або 3 роду (умови Данкверста-Бреннера), що наведені в [3].

$$C(0,t) = C_0(t) \quad \text{or} \quad (C(0,t) - C_0)N = D \frac{\partial C(0,t)}{\partial x}, \quad (8)$$

де C_0 – задана концентрація солей у вхідному перетині потоку.

У вихідному перетині пласта, наприклад, при $x = L$, задається гранична умова 2 роду [3]

$$\frac{\partial C(L,t)}{\partial x} = 0. \quad (9)$$

Розв'язання рівнянь (1)-(3) з крайовими умовами (7)-(9) і замикаючими співвідношеннями (4)-(6) отримано поширеним і добре вивченим чисельним методом кінцевих різниць (МКР), що добре зарекомендував себе при розв'язанні аналогічних прикладних задач, наприклад, [2]. Було використано неявну різницеву схему із постійним кроком за часом і змінним – по просторі, що надає можливість детального урахування різномасштабних зон неоднорідності ґрунту. При апроксимації конвективної складової у рівнянні масопереносу (2) була використана, так звана, різниця “проти потоку”, що дозволяє уникнути небажаних осциляцій чисельних розв'язків поблизу границь неоднорідності ґрунту.

$$V \frac{\partial C}{\partial x} \approx V_i^{j+1} \frac{C_i^{j+1} - C_{i-1}^{j+1}}{\Delta x_{i-1}}, \text{ for } V_i^{j+1} > 0; \quad V \frac{\partial C}{\partial x} \approx V_i^{j+1} \frac{C_{i+1}^{j+1} - C_i^{j+1}}{\Delta x_i}, \text{ for } V_i^{j+1} < 0, \quad (10)$$

де i, j – номери просторового і часового кроків, $\Delta x_{i-1}, \Delta x_i$ – просторові кроки “ліворуч” і “праворуч” від розрахункового вузла.

Розв'язок систем нелінійних різницевих рівнянь, що апроксимують наведені вище диференціальні рівняння і крайові умови, отримано відомим методом прогонки, особливості якого для аналогічних задач добре відомі. Для реалізації обчислювального алгоритму розроблено програму для ПК, за допомогою якої проведено багаточисельні розрахунки.

Приклад розв'язання модельної задачі. Моделюється фільтрація ґрунтових вод в водоносному шарі ґрунту між глибоким котлованом, що осушується, борт якого розташований на границі $x = 0$ і водосховищем при $x = L = 600$ м. Початкове положення РГВ – статичний горизонт води $h^0 = 25$ м, а водоносний шар розташований на горизонтальному водоупорі $m = 0$.

Рівень ґрунтових вод на границі котловану $x = 0$ за допомогою горизонтального дренажу практично миттєво знижується до $h_0 = 10$ м, а рівень води у водосховищі залишається постійним $h_L = 25$ м на протязі розрахункового періоду часу.

Водоносний шар – неоднорідний по довжині і має включення хімічно-суфозійного ґрунту, що розташовано в інтервалі $108 \leq x \leq 468\text{м}$ і має такі параметри: $\sigma^0 = 435\text{г/кг}$; $\sigma_{\max} = 870\text{г/кг}$; $k_0 = 2,2\text{м/доба}$; $\mu = 0,23$; $\varepsilon = 0$; $n_a = 0,35$; $\rho_s = 0,87\text{кг/дм}^3$; $\gamma = 0,00005\text{ 1/доба}$; $K_F = 100\text{дм}^3/\text{кг}$.

За межами зазначеного вище інтервалу в несудфозійному ґрунті прийняти наступні значення параметрів: $\sigma^0 = 0$; $k_0 = 2\text{ м/доба}$; $\mu = 0,18$; $\varepsilon = 0$; $\gamma = 0$.

Параметри рівняння масопереносу приймалися наступними:

$$D_m = 5 \cdot 10^{-5} \text{ м}^2/\text{добу}; \delta = 0,01\text{м}; C_{\max} = 180\text{г/л}.$$

Початкові і граничні концентрації солей в розчинній формі складають $C^0 = C_0 = C_L = 0,7\text{ г/л}$.

Метою моделювання було вивчення змін РГВ на протязі 1440 діб від початку осушення глибокого котловану, а також дослідження змін коефіцієнта фільтрації, що є свідченням ступеня впливу хімічної судфозії на параметри ґрунту.

На рис. 1 показано зміни РГВ по довжині області моделювання в деякі моменти часу розрахункового періоду. Аналіз рисунка, а також інших результатів розрахунків показав, що внаслідок судфозії характер фільтрації, змінюється, зокрема, поступово згладжується РГВ в зоні контакту судфозійного і несудфозійного ґрунтів.

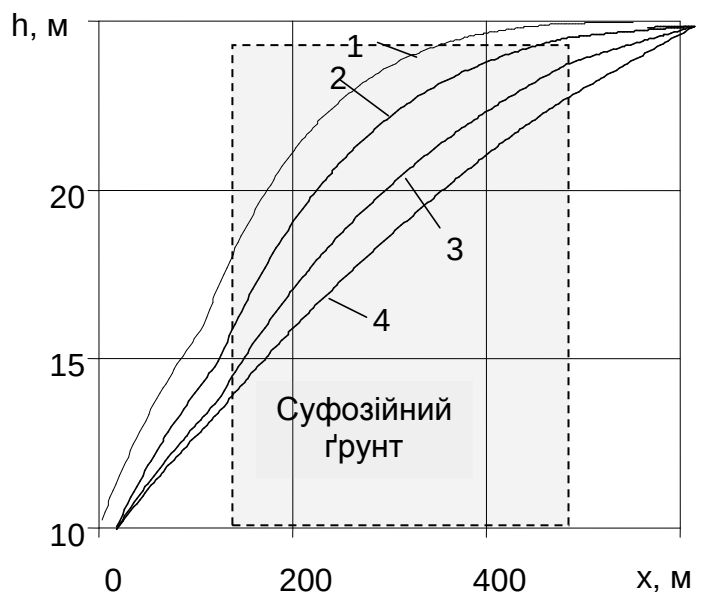


Рис. 1. Положення РГВ в моменти часу: 1 – $t = 120$ діб;
2 – $t = 180$ діб; 3 – $t = 360$ діб; 4 – $t = 1440$ діб

На рис.2 наведено зміни коефіцієнта фільтрації судфозійного ґрунту поблизу лінії контакту в перетині $x = 114\text{м}$ на протязі 1440 діб для різних значень коефіцієнта ϕ у рівнянні кінетики розчинення солей (3).

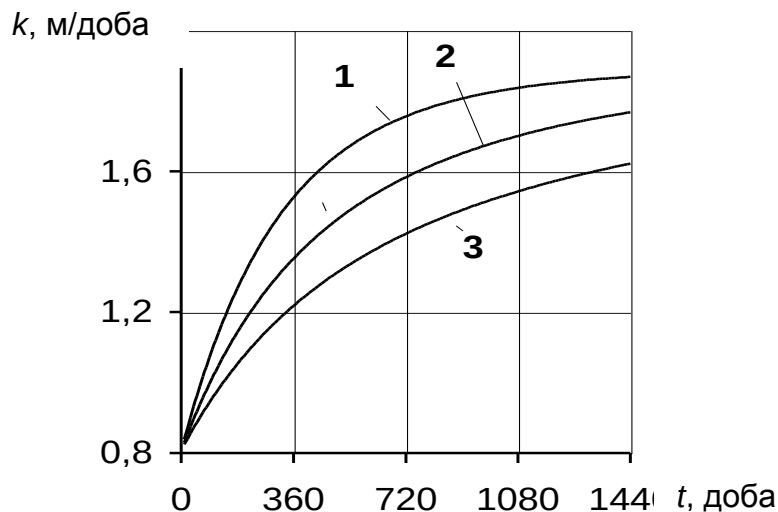


Рис. 2. Змни коефіцієнта фільтрації суфозійного ґрунту в точці $x = 114$ м.
Криві 1;2;3 відповідають значенням $\varphi = 0$; $\varphi = 0,5$; $\varphi = 1$ у формулі (3)

Найбільш відчутними є суфозійні процеси для випадку лінійної кінетики розчинення $\varphi = 0$ причому відповідно до зменшення концентрації солей у твердій фазі (рис.2) коефіцієнт фільтрації збільшується від 0,84 м/доба (при $t = 10$ діб) до 1,87 м/доба (при $t = 1440$ діб). Для випадків нелінійної кінетики розчинення коефіцієнт фільтрації збільшився до 1,76 м/доба при $\varphi = 0,5$, і до 1,62 при $\varphi = 1$. Отримані залежності свідчать про важливість експериментального встановлення типу засолення для підвищення точності прогнозування режиму ґрунтових вод на довготерміновий проміжок часу.

Висновки. Запропонована математична модель і метод розрахунку дозволяють прогнозувати зміни РГВ і фільтраційних параметрів хімічно суфозійних ґрунтів. Такі дослідження важливі для екологічного прогнозування шкідливої дії підземних вод під впливом різноманітних природних і техногенних чинників, а також для наукового обґрунтування проектів систем інженерного захисту територій і окремих споруд від аварійних явищ.

Список літератури

1. Тугай А.М., Олійник О.Я., Тугай Я.А. Продуктивність водозабірних свердловин в умовах кольматажу: Монографія. – Харків, ХНАМГ, 2004. – 240 с.
2. Добронравов А.А., Кремез В.С. Моделювання фільтрації ґрунтових вод з урахуванням суфозії і кольматції // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки. – К: КНУБА, 2006. – Вип. 7. – С. 147-153.
3. Методы прогноза солевого режима грунтов и грунтовых вод. // Под. ред. Н.Н. Веригина. – М.: Колос, 1979. – 336 с.
4. Кремез В.С. Теоретичне обґрунтування залежності коефіцієнта фільтрації пористого середовища від концентрації осаду // Проблеми

водопостачання, водовідведення та гідравліки. – К: КНУБА, 2004. – Вип. 3. – С. 107-112.

5. Philip T. Harte A.E., Leonard F. Konikow b, George Z. Hornberger
Simulation of solute transport across low-permeability barrier walls // Journal of Contaminant Hydrology. – 2006. – № 85. – Pp. 247–270.

Надійшло до редакції 15.11.2015

УДК 532.542

С.И. КРИЛЬ, доктор технических наук
И.В. СКОРОХОД, кандидат физико-математических наук
В.В. ФАДЕИЧЕВ, главный инженер-гидротехник
Л.С. ОРЛОВА, ведущий инженер
Институт гидромеханики НАН Украины

К ВОПРОСУ ОБ ОПРЕДЕЛЕНИИ РАСХОДНОЙ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЭРЛИФТА НА ОСНОВЕ ГИДРАВЛИЧЕСКИХ УРАВНЕНИЙ ТЕЧЕНИЯ ГАЗОЖИДКОСТНЫХ СМЕСЕЙ В ВЕРТИКАЛЬНЫХ ТРУБАХ

Наведено гідравлічні рівняння для усталеного ізотермічного потоку водоповітряної суміші у вертикальній трубі. Обговорюються шляхи замикання системи гідравлічних рівнянь і побудови на їх основі витратної характеристики ерліфта. Одержано розрахункові залежності для визначення істинних швидкостей руху рідинної і газової фаз суміші.

Ключові слова: ерліфт, гідравлічні рівняння газорідинного потоку, витратна характеристика ерліфта.

Приведены гидравлические уравнения для установившегося изотермического потока водовоздушной смеси в вертикальной трубе. Обсуждаются пути замыкания системы гидравлических уравнений и построения на их основе расходной характеристики эрлифта. Получены расчетные зависимости для определения истинных скоростей движения жидкой и газовой фаз смеси.

Ключевые слова: эрлифт, гидравлические уравнения газожидкостного потока, расходная характеристика эрлифта.

The hydraulic equations for the isothermal steady flow of water-air mixture in the vertical pipe are given. The methods of closing of the system of hydraulic equations and building on their basis the flow characteristic of airlift are discussed. The calculating dependences for determining the true velocities of the liquid and gaseous phases of the mixture are obtained.

Key words: airlift, hydraulic equations of gas-liquid flow, flow characteristic of airlift.

Одной из важных характеристик рабочего процесса эрлифта является производительность эрлифта, т.е. объемный расход жидкости, поднимаемой из глубины на поверхность земли.

Для заданных условий лифтирования расходная характеристика эрлифта представляет собой кривую зависимости объемного расхода жидкости от объемного расхода подаваемого воздуха. Для определения этой характеристики используют обычно гидродинамические дифференциальные уравнения сохранения массы и импульса для одномерного установившегося течения газожидкостной смеси как двухфазной среды [1]. В настоящей статье предлагается использовать более простые уравнения – гидравлические уравнения неразрывности и энергобаланса (уравнение Бернулли). В данном случае преимущество гидравлических уравнений над гидродинамическими состоит в том, что уравнение энергобаланса для потока смеси позволяет учесть мощность силы межфазного взаимодействия, связанную со скольжением фаз. Учет этой мощности имеет принципиальное значение, так как с ней связана диссипация энергии в относительном движении фаз [2].

Для установившегося изотермического потока реальной (вязкой) газожидкостной смеси в вертикальной трубе уравнение Бернулли напомним, учитывая [3], в виде

$$(1 - \beta_m)k_w \frac{u_w^2}{2g} + \beta_m k_r \frac{u_r^2}{2g} + (1 - \beta_m) \frac{P}{\rho_w g} + \beta_m \frac{P_0}{\rho_0 g} \ln \frac{P}{P_0} + z + h_{тр} + h_{отн} = const \quad (\text{вдоль потока}); \quad (1)$$

$$h_{тр} = \frac{4}{D} \int_0^H \frac{\tau_0}{\rho_P g} dz; \quad (2)$$

$$h_{отн} = \frac{F}{g(Q_{m,r} + Q_{m,w})} \int_0^H R(u_r - u_w) dz. \quad (3)$$

К уравнению (1) присоединяются уравнение сохранения массы фаз

$$Q_{m,w} = \rho_w Q_w = const, \quad (4)$$

$$Q_{m,r} = \rho_r Q_r = const, \quad (5)$$

(вдоль потока)

и уравнения состояния фаз

$$\rho_w = const, \quad (6)$$

$$PV_r = const. \quad (7)$$

При записи уравнений (1-7) использованы следующие обозначения: u_w, k_w – истинная средняя по сечению трубы скорость и коэффициент Кориолиса для жидкой фазы смеси; u_r, k_r – то же для газовой фазы; β_m – расходная массовая концентрация газовой фазы; g – ускорение свободного падения; ρ_w, ρ_r – плотность жидкой и газовой фаз; P – давление; P_0, ρ_0 – атмосферное давление и плотность свободного воздуха для стандартных физических условий; z – координата, направленная вверх и отсчитываемая от смешивающего устройства эрлифта; τ_0 – интенсивность силы трения на стенках трубы; Q_w, Q_r – объемный расход жидкой и газовой фаз; $Q_{m,w}, Q_{m,r}$ – массовый расход жидкой и газовой фаз; F, D, H – площадь

сечения, диаметр и длина подъемной трубы эрлифта; $V_{\Gamma} = \frac{1}{\rho_{\Gamma}}$ – удельный объем газовой фазы; R – удельная, отнесенная к единице объема смеси, сила межфазового взаимодействия, обусловленная разностью скоростей фаз; $h_{\text{тр}}$ – потеря напора на трение; $h_{\text{отн}}$ – потеря напора, связанная со скольжением фаз.

Для построения расходной характеристики эрлифта на основе уравнения (1) необходимо предварительно определить истинные скорости фаз u_{Γ} и u_w , расходную массовую концентрацию β_m , давление P и потери напора $h_{\text{тр}}$ и $h_{\text{отн}}$, выразив их через расходы Q_w и Q_{Γ} . Подставляя выражения названных параметров в уравнение (1), и полагая, что $k_w = k_{\Gamma} = 1$, будем иметь уравнение, связывающее между собой расходы Q_w , Q_{Γ} и геометрические характеристики эрлифта.

Истинные скорости фаз по определению равняются

$$u_{\Gamma} = \frac{Q_{\Gamma}}{\varphi F}, \quad (8)$$

$$u_w = \frac{Q_w}{(1-\varphi)F}, \quad (9)$$

где φ – истинное газосодержание водовоздушного потока.

Из-за попутного расширения газовой фазы, связанного с непрерывным падением давления по длине трубы, величины Q_{Γ} и φ , а следовательно, u_{Γ} и u_w , являются функциями от z , тогда как величина Q_w неизменна вдоль потока.

Для определения расхода Q_{Γ} используем уравнение (5), переписав его в виде

$$\rho_{\Gamma} Q_{\Gamma} = \rho_0 Q_0, \quad (10)$$

где Q_0 – объемный расход свободного воздуха при нормальных физических условиях.

Из (10) получаем

$$Q_{\Gamma} = Q_0 \frac{\rho_0}{\rho_{\Gamma}}. \quad (11)$$

Отношение плотностей $\frac{\rho_0}{\rho_{\Gamma}}$ определим из уравнения состояния (7), преобразовав его к виду

$$\frac{P}{\rho_{\Gamma}} = \frac{P_0}{\rho_0}.$$

Отсюда

$$\frac{\rho_0}{\rho_{\Gamma}} = \frac{1}{\bar{P}}, \quad (12)$$

где $\bar{P} = \frac{P}{P_0}$ – безразмерное абсолютное давление в трубе как функция от безразмерной координаты $\bar{z} = \frac{z}{H}$.

С учетом (12) уравнение (11) принимает вид

$$Q_{\Gamma} = \frac{Q_0}{\bar{P}}. \quad (13)$$

В процессе работы неглубоководных промышленных эрлифтов давление в подъемной вертикальной трубе изменяется вдоль течения по закону, близкому к линейному [5], поэтому представим $\bar{P}$ в виде функции

$$\bar{P} = \bar{P}_{\text{см}} - (\bar{P}_{\text{см}} - \bar{P}_{\text{вых}})\bar{z}, \quad (14)$$

где $\bar{P}_{\text{см}} = \frac{P_{\text{см}}}{P_0}$, $\bar{P}_{\text{вых}} = \frac{P_{\text{вых}}}{P_0}$ – безразмерное абсолютное давление в смесителе и у выхода из трубы.

Подставив в (8) вместо Q_r его выражение (13), получим, учитывая, что $F = \frac{\pi}{4} D^2$,

$$u_r = \frac{4}{\pi} \frac{Q_0}{\varphi D^2 \rho}. \quad (15)$$

Попутно перепишем (9) в виде

$$u_w = \frac{4}{\pi} \frac{Q_w}{(1-\varphi) D^2}. \quad (16)$$

Что касается истинного газосодержания φ , то его определим по формуле [6]

$$\varphi = \frac{(1-\alpha)\beta}{1-\alpha\beta}; \quad (17)$$

$$\beta = \frac{Q_0}{Q_0 + \rho Q_w}; \quad (18)$$

$$\alpha = \frac{0,167}{1-0,833\beta_s}, \quad (19)$$

где β – расходная объемная концентрация газовой фазы; β_s – значение концентрации β , соответствующее среднему по длине трубы абсолютному давлению $\bar{P}_s$, равному

$$\bar{P}_s = \frac{1}{2} (\bar{P}_{\text{см}} + \bar{P}_{\text{вых}}). \quad (20)$$

Преобразуем формулы (15) и (16) к безразмерному виду, приняв в качестве масштаба объемного расхода величину $D^2 \sqrt{gH}$. В результате деления уравнений (15) и (16) на $D^2 \sqrt{gH}$ получаем, учитывая (17) и (18),

$$\bar{u}_r = \frac{4}{\pi} \frac{(1-\alpha)Q_0 + \rho Q_w}{(1-\alpha)\rho}; \quad (21)$$

$$\bar{u}_w = \frac{4}{\pi} \frac{(1-\alpha)Q_0 + \rho Q_w}{\rho}. \quad (22)$$

Здесь приняты обозначения:

$$\bar{u}_r = \frac{u_r}{\sqrt{gH}}; \quad (23)$$

$$\bar{u}_w = \frac{u_w}{\sqrt{gH}} \quad (24)$$

– безразмерные скорости фаз;

$$\bar{Q}_0 = \frac{Q_0}{D^2 \sqrt{gH}}; \quad (25)$$

$$\bar{Q}_w = \frac{Q_w}{D^2 \sqrt{gH}} \quad (26)$$

– безразмерные объемные расходы фаз.

Средняя по сечению трубы безразмерная скорость смеси $\bar{u}$ равняется:

$$\bar{u} = \frac{4}{\pi} (\bar{Q}_0 + \bar{Q}_w) \frac{1}{\rho}. \quad (27)$$

Расходная массовая концентрация β_m выражается через $\bar{Q}_0$ и $\bar{Q}_w$ следующим образом

$$\beta_m = \frac{\rho_0 \bar{Q}_0}{\rho_0 \bar{Q}_0 + \rho_w \bar{Q}_w} \quad (28)$$

и ее величина, согласно (4) и (5), постоянна вдоль течения.

Далее, потери напора на трение $h_{тр}$ определены в [4]. Что касается потерь напора на скольжение фаз $h_{отн}$, то для их определения необходимо предварительно определить силу межфазного взаимодействия R , содержащуюся в (3). Кроме того, предстоит еще найти выражения для давлений $\bar{P}_{см}$ и $\bar{P}_{вых}$, содержащихся в формуле (14). Определение параметров R , $\bar{P}_{см}$ и $\bar{P}_{вых}$ является предметом дальнейших исследований.

В заключение данной работы определим в качестве примера характер изменения скоростей $\bar{u}_r$ и $\bar{u}_w$ по длине трубы для конкретных условий лифтирования. Для этого используем заимствованную из [7] экспериментальную расходную характеристику эрлифта $D = 0,15\text{м}$, $H = 51,4\text{м}$, $d = 0,1\text{м}$, $l = 21\text{м}$, $h = 47\text{м}$, где d , l – диаметр и длина подающей трубы; h – глубина погружения эрлифта. Графическое изображение этой характеристики показано на рис.1.

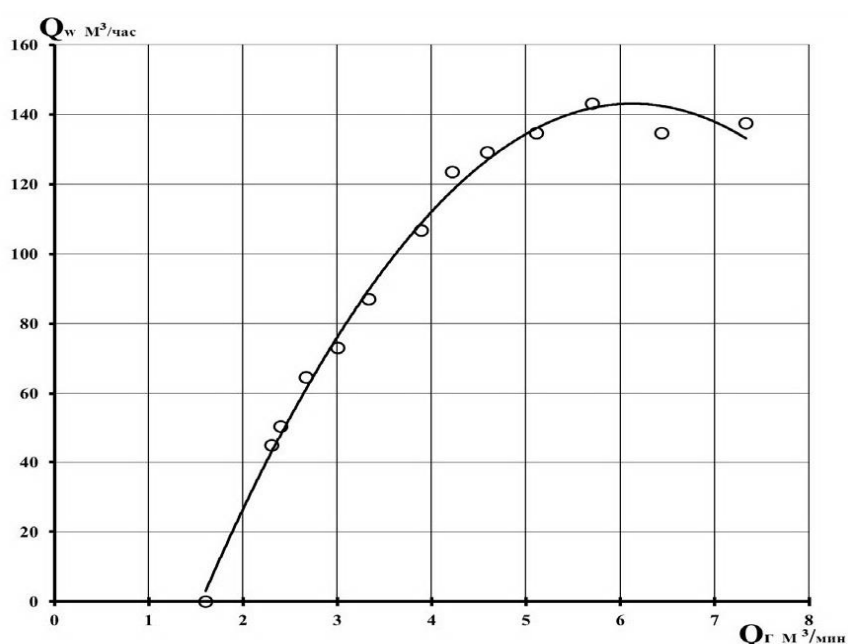


Рис.1. Экспериментальная расходная характеристика эрлифта [7]

Определим функции $\bar{u}_r(\bar{z})$ и $\bar{u}_w(\bar{z})$, например, для расхода воздуха $Q_r = 4 \text{ м}^3/\text{мин} = 0,0667 \text{ м}^3/\text{с}$. Согласно рис.1., этому расходу соответствует расход жидкости $Q_w = 112 \text{ м}^3/\text{час} = 0,031 \text{ м}^3/\text{с}$. Поскольку в данном опыте масштаб расхода $D^2\sqrt{gH} = 0,505 \text{ м}^3/\text{с}$, указанным выше расходам соответствуют безразмерные расходы $\bar{Q}_0 = 0,132$ и $\bar{Q}_w = 0,0614$. Кроме того, в данных опытах давления $\bar{P}_{см}$ и $\bar{P}_{вых}$ равняются: $\bar{P}_{см} = 4,78$, $\bar{P}_{вых} = 1,367$. При этом $\bar{P}_s = 3,073$, а соответствующее ему расчетное значение $\alpha = 0,254$.

Значения безразмерных параметров $\bar{P}$, $\bar{u}_r$ и $\bar{u}_w$, полученные по соответствующим формулам (14), (21) и (22), а также размерных скоростей u_r , u_w и $\Delta u = u_r - u_w$, представлены в таблице 1.

Таблиця 1

$\bar{z}$	$\bar{P}$	$\bar{u}_r$	$\bar{u}_w$	u_r (м/с)	u_w (м/с)	Δu (м/с)
0	4,78	0,140	0,104	3,14	2,35	0,79
0,2	4,10	0,146	0,109	3,28	2,45	0,83
0,4	3,41	0,154	0,115	3,46	2,58	0,88
0,6	2,73	0,166	0,124	3,73	2,78	0,95
0,8	2,05	0,186	0,139	4,18	3,12	1,06
1,0	1,37	0,228	0,170	5,12	3,82	1,3

Графики зависимости величин u_r , u_w и Δu от $\bar{z}$ изображены на рис. 2.

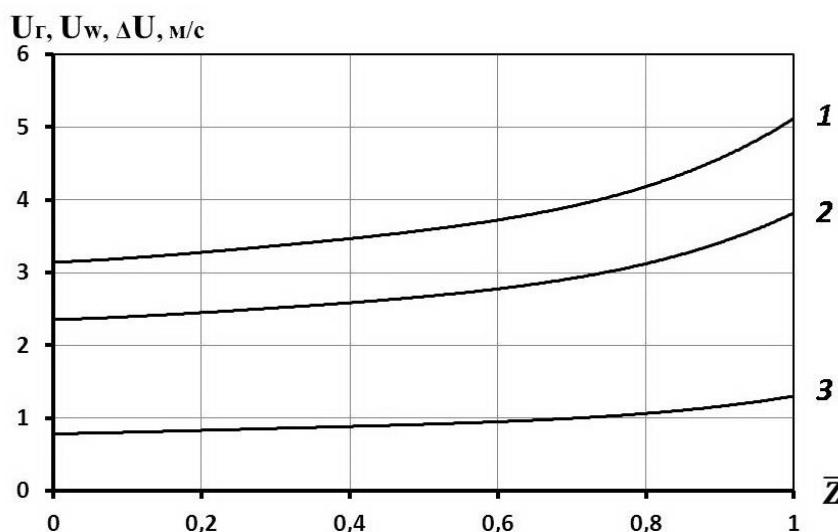


Рис.2. Зависимость скоростей u_r , u_w , Δu от $\bar{z}$: 1 – u_r ; 2 – u_w ; 3 – Δu

Видно, что для заданных условий лифтирования истинные скорости фаз и разность этих скоростей непрерывно возрастают по длине трубы.

Список литературы

1. Уоллис Г. Одномерные двухфазные течения. М.: Мир, 1972. – 304 с.
2. Криль С.И. Напорные взвесенесущие потоки. – К.: Наукова думка, 1990. – 160 с.
3. Криль С.И. Гідравлічні рівняння для усталеного ізотермічного руху газорідних сумішей в трубах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки – Вип.22. – 2013. – С.132-139.
4. Криль С.И., Кононенко А.П. О потерях напора на трение при движении водовоздушной смеси в подъемной вертикальной трубе эрлифта // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки – Вип.24 – 2014. – С.141-149.
5. Эрлифтные установки: учебное пособие / Гейер В.Г., Козыряцкий Л.Н., Пашенко В.С., Антонов Я.К. – Донецк: ДПИ, 1982. – 64 с.
6. Криль С.И., Кононенко А.П. Определение истинного газосодержания водовоздушного потока в подъемной трубе эрлифта // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки – Вип.23. – 2014. – С.154-161.

7. Кононенко А.П. Теория и рабочий процесс эрлифта // Дисс. докт. техн. наук – Донецк, 2007. – 565 с.

Надійшло до редакції 15.04.2015

УДК 504.75.05

Д.О. КРИСІНСЬКА

Чорноморський державний університет імені Петра Могили, Україна,
м. Миколаїв

ВИЗНАЧЕННЯ ПОТЕНЦІЙНОГО РИЗИКУ ЯК ОСНОВНОГО ПОКАЗНИКА ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ

Проаналізовано поняття потенційний ризик та методи його визначення. Запропоновано оцінювати якість питної води, визначаючи ступінь впливу перевищень ГДК на організм людини та населення в цілому, за допомогою потенційного канцерогенного та неканцерогенного ризиків. Встановлено, що потенційний неканцерогенний ризик для здоров'я населення міста Миколаєва знаходиться в межах небезпечного і надзвичайно небезпечного. Виявлено, що використання методу подвійного хлорування у водопідготовці на МКП «Миколаївводоканал» є небезпечним для здоров'я населення, оскільки хлорорганічні сполуки можуть викликати потенційні ризики розвитку онкологічних захворювань в населення міста.

Ключові слова: якість питної води, потенційний ризик, канцерогенний ризик, неканцерогенний ризик, гранично допустима концентрація, здоров'я людини, злоякісні новоутворення.

Проанализировано понятие потенциальный риск и методы его определения. Предложено оценивать качество питьевой воды, определяя степень влияния превышений ПДК на организм человека и населения в целом, посредством потенциального канцерогенного и неканцерогенного рисков. Установлено, что потенциальный неканцерогенный риск для здоровья населения города Николаева находится в пределах опасного и чрезвычайно опасного. Выявлено, что использование метода двойного хлорирования в водоподготовке на ГКП «Николаевводоканал», является опасным для здоровья населения, поскольку хлорорганические соединения могут вызвать потенциальные риски развития онкологических заболеваний у населения города.

Ключевые слова: качество питьевой воды, потенциальный риск, канцерогенный риск, неканцерогенный риск, предельно допустимая концентрация, здоровье человека, злокачественные новообразования.

© Д.О. Крисінська, 2015

Analyzed the notion the potential risk and methods of its determination. Proposed evaluate to water quality, determining the degree of influence exceeding MPC on the human body and the general population by defining a potential cancer risks. It was established that the potential carcinogenic risk to public health Mykolaiv is within a dangerous and extremely dangerous. Discovered that using the method of double chlorination in water treatment at MKP "Mykolayiv Vodokanal" dangerous to health of the human, because as organochlorine compounds may cause potential risks of cancer in the population.

Key words: drinking water quality, the potential risk, the cancer risk, the noncancer risk, maximum permissible concentration, human health, malignant neoplasms.

Якість життя людини визначається багатьма показниками, з урахуванням різноманітних факторів середовища, в якому вона мешкає. Для забезпечення повноцінного існування людині необхідно правильно харчуватись, вести активний спосіб життя, але головним фактором здоров'я є якість води, яку ми п'ємо. Тому необхідно приділяти достатньо уваги контролю якості питної води та технологіям водопідготовки.

У 2010 році затверджено Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПІН 2.24-171-10). В цьому документі регламентується 69 показників якості питної води та її контролю. Значно розширено спектр показників, нормативні значення деяких стали більш жорсткішими у порівнянні з іншими державними стандартами. Основна вимога залишилась незмінною – питна вода має бути якісною і безпечною для здоров'я споживачів. Проте, як і в попередніх документах, так і в цьому також залишилось принциповим використання питної води для *забезпечення фізіологічних, санітарно-гігієнічних, побутових та господарських потреб населення, а також для виробництва продукції, що потребує використання питної води* [1]. Отже, суть нового документу залишилась «старою»: використання води, доведеної до питних стандартів на будь-які потреби. Простіше кажучи, це є марнування ресурсів та коштів. Доводити такі значні об'єми води до стандартів питних, тоді як більшість країн світу проводять розподіл використання води на питну і технічну.

В Державних санітарних правилах і нормах визначено, що якість води характеризують такі параметри: загальні фізико-хімічні показники якості води, органолептичні показники, бактеріологічні та паразитологічні показники, радіологічні показники, показники неорганічних і органічних домішок, а також ряд інших параметрів, які часто використовують у водопідготовці [1].

Багато з цих величин не нормуються і, тим не менше, важливі для оцінки фізико-хімічних властивостей води. Як правило, ці додаткові параметри не лише безпосередньо визначають якість води, але, головним чином, містять інформацію, без якої неможливо підібрати оптимальну схему очищення води.

Європейські принципи визначення якості питної води ґрунтуються першочергово на екологічній доцільності використання прісної води, а потім на економічній ефективності. Українська діюча система аналізу і контролю нормованих хімічних і мікробіологічних показників води санітарно-епідеміологічними станціями, заснована на диференційованому визначенні їх концентрації та зіставленні її з нормованими значеннями. Хоча як показує досвід, це не завжди є ефективним. Тому слід розширити нормативні поняття стандартів якості питної води ввівши до основних документів поняття *потенційного ризику*, саме з позиції оцінки впливу підвищених значень ГДК на організм людини.

В нашому дослідженні поняття **“потенційний ризик”** – це кількісна характеристика якісного стану об’єкта, в умовах небезпеки ймовірних проявів токсичних ефектів, внаслідок порушення природнього балансу в навколишньому природньому середовищі та неприродному (техногенному, штучному) середовищі існування людини.

Потенційний ризик пропонуємо розподіляти на дві категорії: *канцерогенний та неканцерогенний*.

Прикладом оцінки неканцерогенного ризику для здоров’я людини, пов’язаного із забрудненням питної води, є безпорогова модель оцінки потенціального ризику [2]:

$$Risk = 1 - \exp\left(\left(\frac{\ln(0,84)}{ГДК \cdot K_3}\right) \cdot C\right),$$

де *Risk* – ймовірність розвитку токсичних ефектів; *C* – концентрація речовини у питній воді, мг/дм³; ГДК – гранично допустима концентрація, мг/дм³; *K₃* – коефіцієнт запасу (для всіх 10, для свинцю – 3, для канцерогенних – 100).

Межі потенційного ризику у запропонованій методиці визначаються таким чином:

0,02 або 2 % – прийнятний, майже виключеним є ріст захворюваності населення внаслідок взаємодії досліджуваного фактору;

0,02...0,16 – задовільний, можливі поодинокі випадки погіршення здоров’я, але не спостерігається тенденції до загальної захворюваності;

0,16...0,50 – незадовільний, систематичні скарги населення, тенденція до загальної захворюваності;

0,50 і більше – небезпечний, загальна захворюваність, поява патологій;

1 або 100 % – надзвичайно небезпечний, патології, гострі отруєння, зміна структури і перебігу захворювань, збільшення смертності [2].

Використовуючи методику [2] та дані Журналу обліку результатів дослідження питної води централізованого водопостачання Миколаївської СЕС за 2003-2013 роки на станції РЧВ № III МКП Миколаївводоканал було встановлено значення потенційного ризику для жителів м. Миколаєва (табл.1).

Таблиця 1

Значення потенційного ризику

Рік	Потенційний ризик, доля одиниці			
	ПО	Нікель	Залізо	Нітрити
2003	0,935708	0,98652	0,552597	0,995034
2004	0,924522	0,886893	0,594151	0,961347
2005	0,927225	0,999875	0,641557	0,010215
2006	0,935742	0,999853	0,596045	0,030051
2007	0,958764	0,999462	0,602307	0,763843
2008	0,922321	0,997006	0,454801	0,039308
2009	0,936319	0,987207	0,602307	0,050962
2010	0,953206	0,987207	0,705958	0,035799
2011	0,938102	0,987207	0,602578	0,053605
2012	0,957247	0,987207	0,69716	0,04914
2013	0,956646	0,987207	0,745622	0,04914

Проаналізувавши отримані дані встановлено, що потенційний ризик для здоров'я населення міста Миколаєва знаходиться в межах небезпечного і надзвичайно небезпечного (за весь період дослідження для ПО, нікелю, періодично – для заліза, нітритів), тому вживати таку воду в якості питної не бажано.

Прикладом оцінки канцерогенного ризику для здоров'я людини є моделювання, розрахунок середньодобової дози шкідливої речовини СДД [3]:

$$\text{СДД} = (\text{Сср} \cdot \text{ОП}) : M_T,$$

де Сср – середня арифметична концентрація токсичної речовини у відповідному компоненті середовища (мг/ дм³ або мкг/дм³); ОП – об'єм питної води, що споживається за добу (дм³); M_T – вага тіла (кг); та лінійної залежності [3]:

$$P = SF_o \cdot \text{СДД},$$

де SF_o – величина потенціалу канцерогенного ризику за перорального надходження тієї чи іншої канцерогенної сполуки (кг/мг·доба або кг/мкг·доба).

Використовуючи методику [3] та дані [4, 5] було встановлено, що використання методу подвійного хлорування у водопідготовці на МКП «Миколаївводоканал», є небезпечним для здоров'я населення, оскільки хлорорганічні сполуки можуть викликати потенційні ризики розвитку онкологічних захворювань в населення міста (табл. 2).

Появу злоякісних новоутворень часто пов'язують з використанням такої технології водопідготовки, як хлорування. Тому вирішено проаналізувати інформацію щодо зареєстрованих злоякісних новоутворень, що зафіксована у щорічних бюлетенях Національного канцер-реєстру «Рак в Україні». Динаміка кількості зареєстрованих онкологічних захворювань у населення міста Миколаєві за 2007-2014 рр. представлена на рис. 1.

Таблиця 2

Ймовірність виникнення онкологічних захворювань населення

Рік	Середня арифметична концентрація хлороформу у хлорованій воді ($C_{\text{ср}}$), мг/ дм ³	Середньодобова доза хлороформу (СДД), мг/кг	Потенційний ризик (індивідуальний)
2007	0,33	0,0141	$4,4 \cdot 10^{-4}$
2008	0,36	0,0154	$4,8 \cdot 10^{-4}$
2009	0,38	0,0163	$5,0 \cdot 10^{-4}$
2010	0,39	0,0167	$5,2 \cdot 10^{-4}$
2011	0,40	0,0171	$5,3 \cdot 10^{-4}$
2012	0,42	0,0180	$5,6 \cdot 10^{-4}$
2013	0,45	0,0193	$6,0 \cdot 10^{-4}$
2014	0,57	0,0244	$7,6 \cdot 10^{-4}$
2015	0,61	0,0261	$8,1 \cdot 10^{-4}$

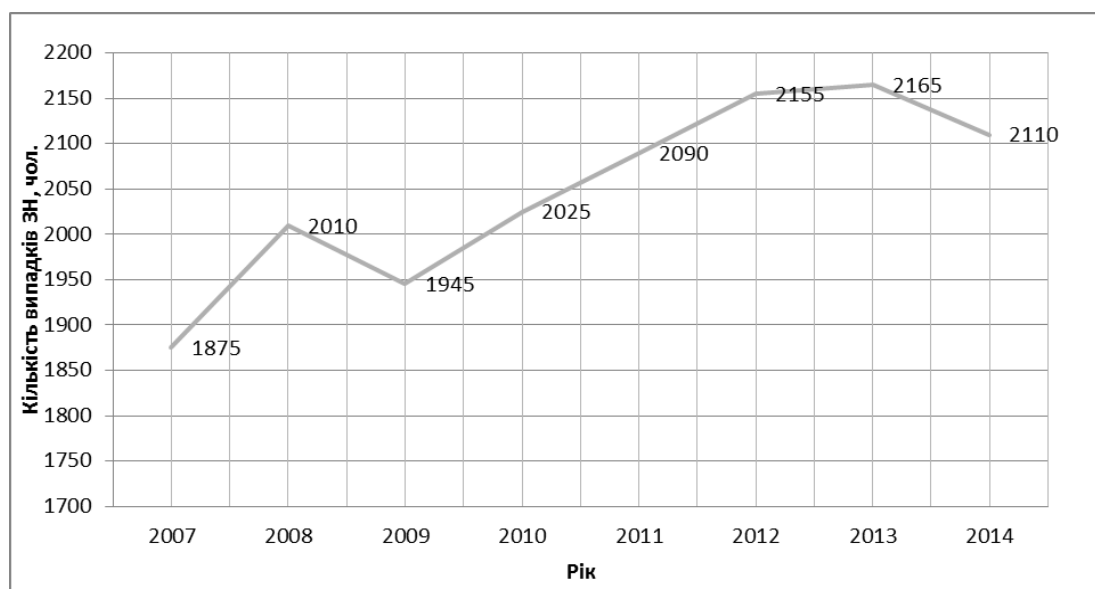


Рис. 1. Динаміка кількості зареєстрованих онкологічних захворювань у населення міста Миколаєві (дані Національного канцер-реєстру) [6]

На основі даних [4] та [6] проведено кореляційний аналіз та встановлено, що існує залежність між рівнем захворюваності населення та якістю питної води (зв'язок між кількістю зафіксованих злоякісних новоутворень та концентрацією хлороформу у питній воді: коефіцієнт кореляції 0,66).

На рис. 2 зображено графік залежності між кількістю зафіксованих злоякісних новоутворень та концентрацією хлороформу у питній воді м. Миколаєва. Встановлено, що коефіцієнт детермінації 0,87, що свідчить про значний рівень залежності між досліджуваними даними.

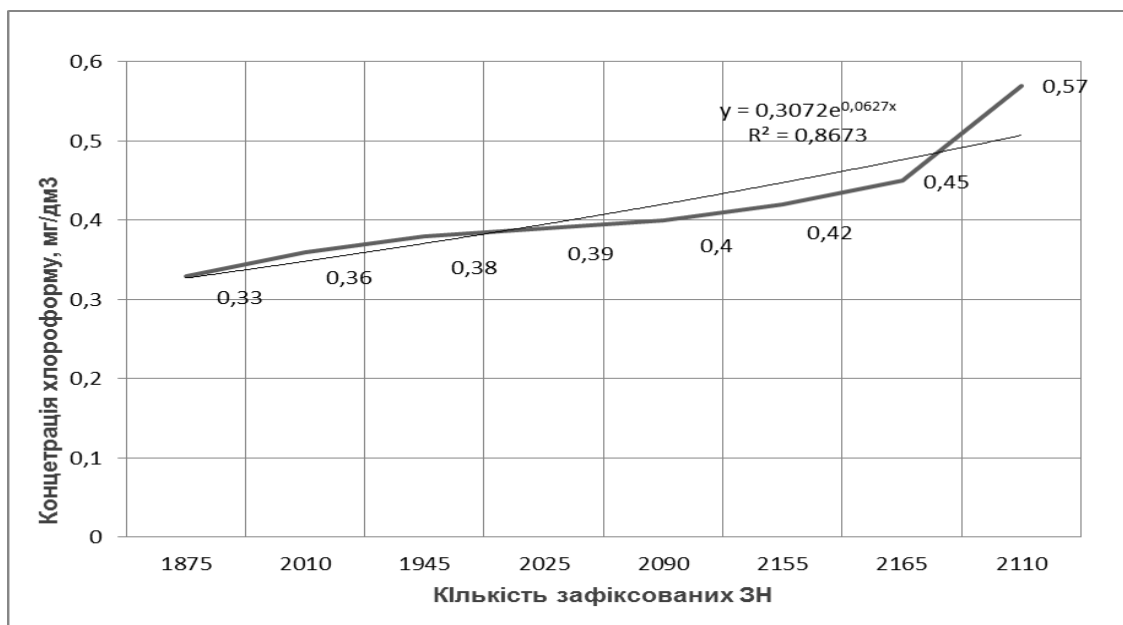


Рис. 2. Графік залежності між кількістю зафіксованих злоякісних новоутворень та концентрацією хлороформу у питній воді [4,6]

Висновки і пропозиції

Встановлено, що:

✓ потенційний неканцерогенний ризик для здоров'я населення міста Миколаєва знаходиться в межах небезпечного, з наближенням до надзвичайно небезпечного (за весь період дослідження для ПО, Нікелю, та періодично – для Заліза, Нітритів);

✓ потенційний канцерогенний ризик становитиме $8,1 \cdot 10^{-4}$. Відповідно до світових стандартів класифікації ризиків відносимо значення до неприйнятного рівня;

✓ існує залежність між рівнем захворюваності населення та якістю питної води (зв'язок між кількістю зафіксованих злоякісних новоутворень та концентрацією хлороформу у питній воді: коефіцієнт кореляції 0,66; коефіцієнт детермінації 0,87).

Вище зазначене свідчить про те, що необхідно не тільки вказувати межі перевищення ГДК, а також визначати ступінь впливу цих перевищень на організм людини та населення в цілому.

Такий підхід дозволяє ґрунтовніше демонструвати небезпеку вживання питної води, якість якої не відповідає [1]. Тому пропонуємо вважати поняття **потенційного ризику** основним показником якості питної води та відповідності технологій водопідготовки на підприємствах водопостачання сучасним стандартам, вимогам та потребам споживачів.

В подальшому заплановано зробити прогнозу модель поведінки показників якості питної води на найближчі роки, а також запропонувати альтернативу існуючій технології водопідготовки на МКП «Миколаївводоканал».

Список літератури

1. *ДержСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».* – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>.
2. *Методические рекомендации от 30.05.1997 РФ № 2510/5716-97-32 «Комплексная гигиеническая оценка степени напряженности медико-экологической ситуации различных территорий, обусловленной загрязнением токсикантами среды обитания населения».* – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.lawrussia.ru/texts/legal_744/doc_744a_498x_422.html.
3. *Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 21 жовтня 2005 року N 545 Про затвердження методичних вказівок «Оцінка канцерогенного ризику для здоров'я населення від споживання хлорованої питної води».* – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://mozdocs.kiev.ua/view.php?id=4448>.
4. *Дані НДР «Вивчення стан забруднення питної води України токсичними тригалогенметанами та розробкапрофілактичні заходи» Інститутом гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзеєва АМН.* – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.health.gov.ua/>
5. *United States Environmental Protection Agency.* – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www2.epa.gov/planandbudget>.
6. *Щорічні бюлетені Національного канцер-реєстру «Рак в Україні» за 2007-2014.* – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ncru.inf.ua/publications/index.htm>.

Надійшло до редакції 13.11.2015

УДК 504:453

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 висновки 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.

Key words: 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).

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).

При виключенні 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 розглядаємих свердловинах до середньорічних значень рівнів ґрунтових вод отримано зведені графіки залежності їх від багатьох факторів у розглядаємому 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 розглядаємий 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



Рис.1. Територіальне місцезнаходження свердловин

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).

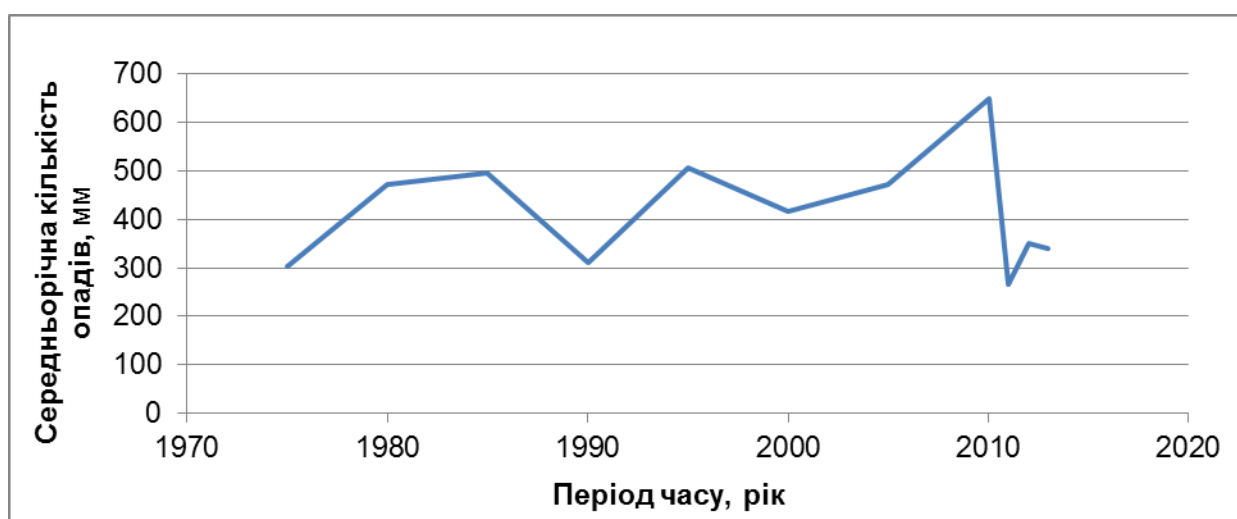


Рис.2. Середньорічні показники опадів

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

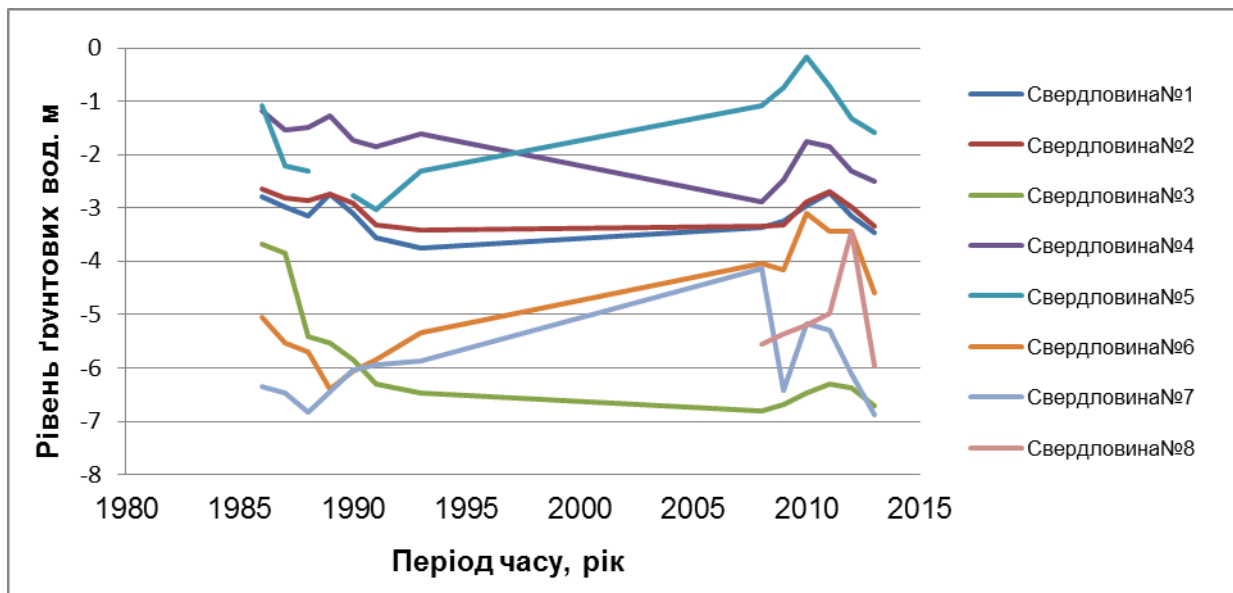


Рис.3. Зведений графік рівнів ґрунтових вод Херсонського регіону по свердловинах № 1-8

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

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. I. – С. 77-81.

Надійшло до редакції 11.11.2015

О.О. МАЦІЄВСЬКА, кандидат технічних наук,
Національний університет "Львівська політехніка"

КОНЦЕНТРАЦІЯ ЗАЛІЗА ЗАГАЛЬНОГО У ВОДІ РОЗПОДІЛЬНОЇ МЕРЕЖІ ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ м. ЛЬВІВ

Представлено результати порівняння вмісту заліза загального у воді розподільної водопровідної мережі міста. Проаналізовано причини зміни концентрації заліза загального. Оцінено відповідність значення концентрації нормативам.

Ключові слова: питна вода, залізо загальне, мережа водопостачання.

Представлены результаты сравнения содержания железа общего в воде распределительной водопроводной сети города. Проанализированы причины изменения концентрации железа общего. Оценено соответствие значения концентрации нормативам.

Ключевые слова: питьевая вода, железо общее, сеть водоснабжения.

The results of the comparison, the total iron content in the water distribution water supply network of the city. The reasons for changing the concentration of total iron. Rated corresponding concentration of standards.

Key words: drinking water, total iron, water supply network.

Постановка проблеми

Якість питної води є одним з важливих факторів, що впливають на стан здоров'я населення країни.

Якість питної води у розподільній мережі міста може змінюватися. Основними причинами вторинного забруднення води, що транспортується господарсько-питними водопроводами є: протяжність мережі, зношеність трубопроводів, корозія металевих труб, аварійні ситуації тощо.

Отже, навіть за оптимального для організму людини складу природних вод до кінцевого споживача може надходити вода невідповідної якості.

Концентрація заліза загального є одним з головних фізико-хімічних показників безпечності та якості питної води. Нормативний вміст заліза загального в питній водопровідній воді не повинен перевищувати 0,2 мг/дм³ (в окремих випадках, до 01.01.2020 р. – 1,0 мг/дм³) [1, 2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Водопостачання м. Львів здійснюється з підземних джерел. Водозабори об'єднані в 4 групи: західну (Воля-Добростанська, Кам'янобрід, Великополе, Будзень, Мальчиця та Керниця), північну (Рава-Руська, Магерів, Крехів, Кунин, Зарудці), східну (Вільшаниця, Ремезівці та Плугів) та південну

(водозабори Стрийської групи (Жулинський, Братківський, Любинецький), а також водозабори Бібрка та Глина Наварія).

Протягом жовтня 2011–жовтня 2012 рр. якість води, що подавалася населенню міста, постійно контролювали відомча лабораторія ЛМКП “Львівводоканал” та служба держсанепідемнагляду м. Львів.

Хімбаблаторія ЛМКП “Львівводоканал” перевіряла якість води в 11 контрольних точках – воду для аналізу з них відбирали щодня. Львівська міська СЕС щомісячно перевіряла воду на насосних станціях. Проби води відбирали паралельно з ЛМКП “Львівводоканал”. Значення концентрації заліза загального (середньорічні за період жовтень 2011–жовтень 2012 рр.) у воді, що подається в систему централізованого водопостачання м. Львів, наведено в табл. 1.

Таблиця 1

**Концентрація заліза загального (мг/дм³) у воді,
що подається в централізовану систему водопостачання м. Львів
(середньорічні за період жовтень 2011–жовтень 2012 рр.) [2, 88]**

Львівська міська СЕС	Львів-водоканал	Контрольна точка	Водозбір
0,11	0,13	Будзень-III	Будзень-III, Керниця
0,14	0,14	Сихів	Глина Наварія, Бібрка
0,1 [^]	0,1 [^]	Сокольніки	Стрий
0,12	0,11	Збойськ	Рава-Руська, Магерів, Крехів, Кунин, Зарудці
0,1 [^]	0,1 [^]	Рясне-II	Воля Добростанська, Великополе, Кам'янобороди, Мальчиці
—	0,1 [^]	Карачинів	
0,14	0,16	Винники	Вільшаниця, Ремезівці, Плуїв
0,13	0,15	Кривчиці (н)	
—	0,16	Кривчиці (с)	
0,13	0,14	Довга	
0,11	0,13	Міська смуга	Стрий, Сокольніки

Примітки: “—” – концентрацію заліза загального не визначали.

Аналіз даних, наведених у табл. 1, свідчить, що вміст заліза загального у воді, що подається в мережу централізованого водопостачання м. Львів, у

контрольних точках (на межі міста) та на насосних станціях відповідає нормативним вимогам [1, 2].

Значне зношення основних фондів централізованих систем водопостачання є однією з причин невідповідності якості транспортованої води вимогам, що ставляться до питної води. За частотою відхилення від нормативів у питній воді, що транспортується водопроводами з підземних джерел, показники якості можна розташувати так: твердість загальна (60%), сухий залишок (48%), сульфати (29%), залізо (17%), хлориди (12%), нітрати (9%), марганець (4%), фтор (4%), аміак (2%) [3, 62].

Довготривале споживання питної води з показниками якості навіть незначно більшими за нормативні може загрожувати здоров'ю людини.

Мета роботи – визначення концентрації заліза загального у розподільній водопровідній мережі м. Львів, виявлення причин зміни її значення та відповідності нормативам.

Викладення основного матеріалу

Система водопостачання м. Львів розвивалась із 1901 р. Протяжність міської розподільної мережі становить: вуличних водопровідних мереж – 850 км, внутрішньоквартальних і внутрішньодворових – 245 км. Експертними дослідженнями вітчизняних і закордонних спеціалістів встановлено, що технічний стан 76 % міських мереж незадовільний. З огляду на це було досліджено зміну якості питної води у міській розподільній водопровідній мережі.

Місто Львів поділене на шість адміністративних районів: Шевченківський, Личаківський, Сихівський, Франківський, Залізничний та Галицький. У кожен адміністративний район подається вода з певних насосних станцій, проте в межах міста вода з різних водозаборів змішується.

Для проведення досліджень відібрано 8 проб води з мережі господарсько-питного водопостачання за адресами:

- 1) вул. Масарика, 3 (Шевченківський район);
- 2) вул. Китайська, 14 (Личаківський район);
- 3) вул. Майорівка, 1 (Личаківський район);
- 4) вул. Драгана, 14 (Сихівський район);
- 5) вул. Пулюя, 34 (Франківський район);
- 6) вул. Любінська, 98 (Залізничний район);
- 7) вул. Кольберга, 6 (Галицький район);
- 8) вул. Вітовського, 53 (Галицький район).

За даними ЛМКП “Львівводоканал” визначено робочі параметри трубопроводів розподільної мережі міста, проаналізовано зміну якості води під час її транспортування від насосних станцій (на межі міста) до споживачів (табл. 2).

Концентрація заліза загального (мг/дм³) у пробах води, відібраних на насосних станціях (“межа міста”) та в розподільній мережі м. Львів (за даними ЛМКП “Львівводоканал”)

Точка відбору проби води												
н/с Сокольники	вул. Кольберга, 6	вул. Вітовського, 53	вул. Драгана, 14	вул. Пулюя, 34	н/с Збойськ	вул. Масарика, 3	н/с Довга	вул. Китайська, 14	н/с Будзень	вул. Любінська, 98	н/с Кривчиці	вул. Майорівка, 1
< 0,1	< 0,1	0,19	0,16	< 0,1	0,11	0,11	0,14	0,18	0,13	< 0,1	0,15	0,11

Питна вода на вул. Кольберга, 6 надходить з насосної станції “Сокольники” по трубопроводу діаметром 1240 мм на початковій ділянці. Протяжність мережі від насосної станції до споживача становить 10 785 м. У межах міста цей трубопровід з’єднується з іншими, внаслідок чого в ньому змішується вода з різних водозаборів. Термін експлуатації – понад 50 років. Матеріал трубопроводу – переважно чавун. Діаметр вводу в будинок – 100 мм. У 2010 та 2014 р. на цій ділянці проведено аварійні ремонтні роботи із заміни труб унаслідок їх корозії.

Порівняно з водою з насосної станції у пробі води, відібраній у споживача, зміни концентрації загального заліза не виявлено.

До споживачів на вул. Вітовського, 53 вода надходить з насосної станції “Сокольники” по трубопроводу діаметром 1240 мм на початковій ділянці. Протяжність мережі – 6761 м. Матеріал трубопроводу – переважно чавун. Термін експлуатації – понад 50 років. Діаметр вводу в будинок – 100 мм. У 2012 р. виявлено корозію металевої труби, на аварійній ділянці якої встановлено хомут.

Під час транспортування у воді збільшується вміст загального заліза.

До споживачів на вул. Драгана, 14 вода надходить з насосної станції “Сокольники” по чавунно-сталевому трубопроводу діаметром 1240 мм на початковій ділянці. Протяжність мережі – 4825 м, термін експлуатації – близько 30 років. Ввід у будинок діаметром 300 мм. У 2008 та 2012 р. виявлено корозію сталевих труб по вул. Драгана 14, пошкоджені ділянки замінені.

Під час транспортування у воді збільшується вміст загального заліза.

До споживачів на вул. Пулюя, 34 вода надходить з насосної станції “Сокольники” по трубопроводу (чавун–поліетилен) діаметром 1240 мм на початковій ділянці. Протяжність мережі – 4796 м, термін експлуатації – близько 30 років. У 2008 р. на ділянці чавунної труби діаметром 150 мм

виявлено розгерметизацію стику труб, проведено його зачеканення. В 2010 р. виявлено корозію металевої труби, на аварійну ділянку якої накладено хомут.

Зміни концентрації загального заліза не виявлено.

До споживачів на вул. *Масарика, 3* вода надходить з насосної станції “Збойськ” по трубопроводу діаметром 600 мм. Протяжність мережі – 6961 м. Трубопровід на цій ділянці новий, термін експлуатації – не більш як 3 роки. Матеріал трубопроводу – чавун, сталь. У 2008 р. проведено ремонт засувки та виявлено корозію металевої труби, в місці руйнування накладено хомут. У 2012 р. знову виявлено корозію металевої труби, накладено хомут.

Зміни концентрації загального заліза не виявлено.

До споживачів на вул. *Китайська, 14* вода надходить з насосної станції “Довга” по трубопроводу діаметром 600 мм. Протяжність мережі – 3522 м, термін експлуатації – не більш як 3 роки. Матеріал трубопроводу – чавун, сталь, поліетилен. У 2008 р. внаслідок корозії проведено заміну труби, в 2010, 2014 та 2014 р. виявлено корозію металевих труб, яку ліквідовано за допомогою хомутів.

Під час транспортування у воді незначно збільшується вміст заліза.

До споживачів на вул. *Любінська, 98* вода надходить з насосної станції “Будзень”. Чавунний трубопровід діаметром 900 мм прокладений у 1952 р. Протяжність мережі до споживача – 6179 м. У 2008 р. за допомогою хомута ліквідовано корозію металевої труби. В 2012 р. ліквідовано перелом труби влаштуванням накладки.

До споживачів на вул. *Майорівка, 1* вода надходить з насосної станції “Кривчиці” по поліетиленовому трубопроводу (з вставками сталевих труб) діаметром 500 мм. Протяжність мережі – 6895 м. У 2008 та 2010 р. виявлено корозію металевих труб, яку ліквідовано за допомогою хомутів.

Порівняно з водою з насосної станції у пробах води, відібраних у двох останніх споживачів, збільшення концентрації загального заліза не виявлено.

Висновки

Вміст заліза загального у воді міського водопроводу підвищувався від <0,1 до 0,16–0,19 мг/дм³ на ділянках мережі за адресами: вул. Драгана, 14; вул. Вітовського, 53.

Особливістю цих ділянок є тривалий термін експлуатації (відповідно 30 і понад 50 років) та велика протяжність (4825 і 6761 м).

Значення концентрації заліза загального у воді на всіх досліджуваних ділянках не перевищує гранично допустимого, а вода відповідає гігієнічним вимогам до води питної, призначеної для споживання людиною.

Стан міської розподільної мережі централізованого водопостачання та її вплив на якість води, що транспортується, потребують подальшого ретельного дослідження.

Список літератури

1. *ДСанПіН 2.2.4-171–10*. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Затверджено наказом Міністерства охорони здоров'я України № 400 від 12 травня 2010 р.

2. *Мацієвська О. О.* Якість питної води, що надходить у мережу централізованого водопостачання м. Львів / О. О. Мацієвська // Харчова наука і технологія. – 2013. – № 1. – С. 87-89.

3. *Прокопов В. О.* Стан та якість питної води централізованих систем водопостачання України в сучасних умовах (погляд на проблему з позицій гігієни) / В. О. Прокопов // Гігієна населених місць. – 2014. – Вип. 64. – С. 56-67.

Надійшло до редакції 16.11.2015

УДК 551.482

М.С. МЕЛЕНЧУК, магістр

В.М. УДОД, доктор біологічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

АНАЛІЗ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДИ РІЧКИ РОСЬ

Проведено співставлення даних спостережень за якістю води р. Рось протягом п'яти останніх десятиліть з екологічними нормативами. Показано інтенсивне антропогенне забруднення річкової води органічними речовинами, що надходять з комунальними та промисловими стоками. Приведено результати дисперсійного аналізу хімічного складу води річки Рось за період 1965-2014 рр.

Ключові слова: вода, динаміка хімічного складу, забруднення, граничні допустимі концентрації, важкі метали, мікроелементи.

Проведено сопоставление данных наблюдений за качеством воды р. Рось в течение пяти последних десятилетий с экологическими нормативами. Показано интенсивное антропогенное загрязнение речной воды органическими веществами, попадающими с коммунальными и промышленными стоками. Приведены результаты дисперсионного анализа химического состава воды реки Рось за период 1965-2014 гг.

Ключевые слова: вода, динамика химического состава, загрязнения, предельные допустимые концентрации, тяжелые металлы, микроэлементы.

A comparison of observational data on water quality r. Ros over the past five decades with environmental regulations. Showing intensive anthropogenic pollution of river water with organic substances coming from municipal and industrial effluents. The results of analysis of variance chemical composition of water of the Ross River for the period 1965-2014 .

Key words: water, dynamics chemical composition, pollution, limit permit concentration, heavy metals, trace elements.

Вступ. Річка Рось – права притока Дніпра, бере початок із балки Дубина на північному заході від села Ординці Погрибищенського району Вінницької області на висоті 270 метрів від рівня моря. Протікає територією Вінницької, Київської та Черкаської областей, впадає в Кременчуцьке водосховище на Дніпрі біля села Хрещатик на висоті 70 метрів. Довжина річки становить 346 км., а площа басейну водозбору – 12,6 тис.км² [1,5].

Басейн має грушоподібну форму довжиною 250 км. Середня ширина басейну Росі 50 км., максимальна – 90 км. Межує з басейнами р. Тетерів, Ірпінь, Вільшанка, Південний Буг.

На р.Рось розташовані міста Біла Церква, Богуслав, Корсунь-Шевченківський.

Потенційними забруднювачами води річки Рось у Білій Церкві є наступні підприємства: виробниче об'єднання шин і гумових азбестових виробів та взуття, заводи сільськогосподарського машинобудування, “Електроконденсатор”, “Будіндустрія”, м'ясний комбінат, трикотажна, меблева, книжкова фабрики, автобази.

У Богуславі забруднювачами води р.Рось можуть бути автопідприємства, фабрики суконна та художніх виробів, а також маслоробний, консервний і хлібний заводи.

У Корсуні-Шевченківському воду р. Рось можуть забруднювати стоки верстатобудівного, ремонтно-механічного, комбікормового, плодоконсервного заводів, швейної фабрики, комбінату побутового обслуговування, автопідприємств [6].

Заплава річки має ширину від 50 до 2000 м. Русло річки звивисте місцями має пороги, біля міста Корсунь-Шевченківського розгалужене на рукави, є острови. Похил річки 0,61 м/км. Максимальна ширина русла 200 м [1,5].

Долина має форму трапеції, ширина її змінюється від кількох сотень метрів до 4,5...5 км.; подекуди спостерігається асиметрія схилів: правий схил високий (до 60...80 м), крутий, лівий – низький, пологий. В місцях виходу кристалічних порід (м. Богуслав) долина V – подібна шириною 100...500 м.

Коефіцієнт залісення та озерності становлять відповідно 6% та 0,2%.

Річка Рось має такі притоки: Роська (річка у Вінницькій та Київській областях, права притока, має довжину 73 км, площу басейну 1000 км², на річці м. Тетіїв), Молочна, Торч, Тарган, Котлуй (м. Тараша), Хоробра, Сامةць, Березанка, Сквирка (м. Сквир), Роставиця (річка у Вінницькій, Житомирській та Київській областях, ліва притока, має довжину 116 км, площу басейну 1460 км², споруджено 2 водосховища, на річці районний центр Ружин), Кам'янка (річка в Житомирській та Київській областях, ліва притока Росі, довжина 105 км, площа басейну 800 км²), Протока, Горохуватка (річка в Київській обл., ліва притока, має довжину 53 км, площу басейну 489 км², побудовано ставки для риборозведення), Росава (річка у Київській та Черкаській обл., ліва притока, має довжину 90 км, площу басейну 1720 км², побудовано водосховище, є 4 шлюзи-регулятори,

розміщені міста Кагарлик та Миронівна, у басейні річки є лікарські радонові джерела) [6].

Територія басейну р. Рось, розташована у двох фізико-географічних зонах: мішаних лісів і лісостепу, що позначається як на розвитку річкової мережі, так і на водному режимі цих рік. Густота річкової мережі 0,35 км./км².

Стік у басейні р. Рось зарегульовано 1661 ставками та водосховищами, які були побудовані до 1962 р. Найбільше водосховище створено при будівництві Стеблівської ГЕС. Сумарна площа водосховищ і ставків 20,3 тис.га з повним сумарним об'ємом – 298 млн.м³ і 162,9 млн.м³ – корисним [3]. Результати досліджень про мінливість мінімальних річних, максимальних річних та середньорічних витрат р. Рось опубліковані у роботі [2].

Утворення водосховищ уповільнює рух води й водообмін. Це позначається на зміні температурного режиму та протіканні гідрофізичних, гідробіологічних та гідрохімічних процесів у воді. Зменшення швидкості руху води веде до більш інтенсивного випадання наносів у водосховищах, тобто змінюються умови транспортування завислих речовин і донних наносів.

Основним джерелом живлення річок є сніговий покрив. Такий характер живлення накладає свій відбиток на режим рівнів протягом року. Доля підземного живлення значна і дорівнює 20...33% від сумарного стоку.

Дощове живлення, в основному, впливає на формування стоку малих приток річки.

Мета досліджень. Метою досліджень є встановлення закономірності зміни хімічного складу води у просторі і часі. Досягається при вирішенні наступних задач: 1) виявлення динаміки зміни складу головних іонів, зростання їх концентрації й мінералізації води в часі; 2) виявлення закономірностей кореляційних зв'язків між умістом головних іонів та мінералізацією води; 3) виявлення закономірностей кореляційного зв'язку між витратами води у річці та мінералізацією стоку; 4) виявлення тенденції до зміни хімічного складу природної води у часі за оцінкою О.А. Алекіна [1].

Методика досліджень. Для виявлення та встановлення основних закономірностей зміни інгредієнтів хімічного складу води р. Рось - м. Корсунь-Шевченківський у часі та виявлення впливу на ці показники витрат води й господарської діяльності (зарегулювання стоку) проаналізовано основні фактори, що впливають на їх формування, за результатами спостережень на стаціонарних гідрохімічних постах у системі Держгідрометслужби за період 1969-2014 рр. На основі результатів хімічних аналізів води було складено банк даних за наступними показниками: витрати води (м³/с), уміст головних іонів (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻), загальна мінералізація води, величина рН, уміст біогенних речовин (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, Si), уміст загального азоту й фосфору, мінерального фосфору, уміст зважених речовин, насиченість киснем, кольоровість води, пергаманатна й біхроматна окислюваність (ПО, БО), біохімічне споживання

кисню (БСК_5), уміст важких металів (Fe, Cr, Zn, Cu), уміст фенолів (*Phen*), уміст нафтопродуктів (НП), уміст синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР). Паралельні статистичні ряди даних (вибірка) хімічних аналізів містили до 318 значень у тому числі 100 – у зимову межень, 69 – у весняну повінь, 149 – у літню межень.

При зборі, формуванні бази даних було використано опубліковані дані досліджень Держгідрометслужби за 1969-2014 рр. у гідрологічних щорічниках. Математико-статистичний аналіз зроблено на персональному комп'ютері з використанням стандартних обчислювальних програм «Excel», «Costat», детальніше методика викладена у роботі [1].

Результати досліджень. Варіанти більшості варіаційних рядів хімічного складу природної води р. Рось за період 1969-2014 рр. мають близький до нормального або логнормального розподілу ймовірностей. Емпіричні криві розподілу вибіркової сукупності (рис. 1) мають позитивну помірну асиметрію. Так, варіанти вибірки загальної мінералізації води розподілились наступним чином: 210...310 мг/дм^3 – 11; 310...410 мг/дм^3 – 51; 410...510 мг/дм^3 – 112; 510...610 мг/дм^3 – 79; 610...710 мг/дм^3 – 33; 710...810 мг/дм^3 – 6; 810...910 мг/дм^3 – 1 значення.

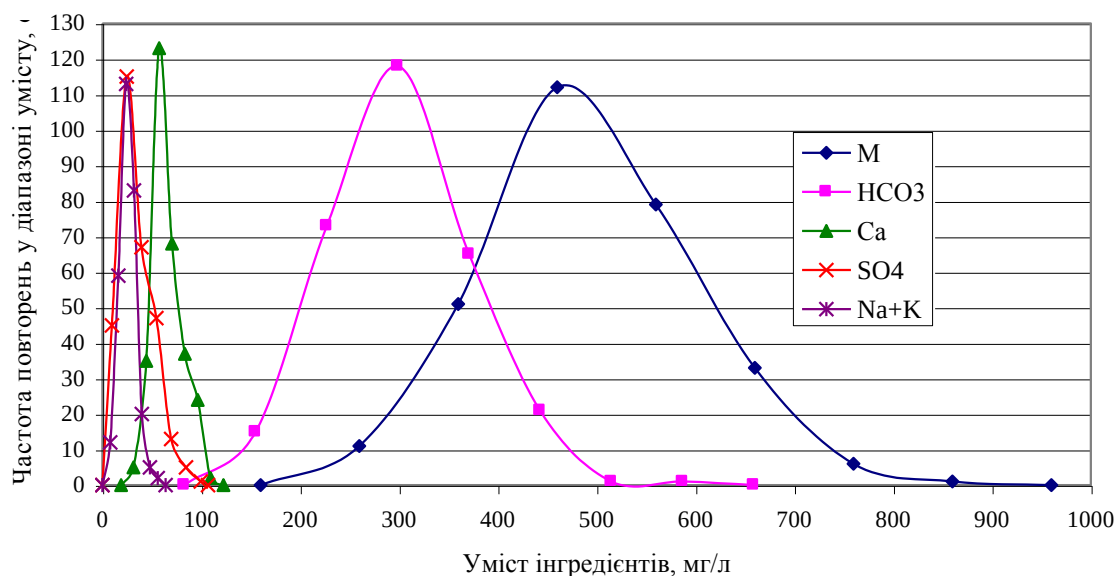


Рис. 1. Розподіл частоти повторень значень мінералізації й вмісту іонів у вибірковій сукупності

Розглянутий емпіричний розподіл (рис. 1) відзначається близьким до симетричного, а частота повторень значень мінералізації води (y) описується поліноміальною функціональною залежністю п'ятого ступеню:

$$Y = 3E-11x^5 + 8E-08x^4 - 8E-05x^3 + 0,0422x^2 - 9,0106x + 662,38,$$
 при $r = 0,9806$, $R^2 = 0,9617$.

Аналогічним чином розподілені й головні іони хімічного складу води. Так, наприклад, кількість значень $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ з концентрацією 4...12 мг/дм^3 – 12; 12...20 мг/дм^3 – 59; 20...28 мг/дм^3 – 113; 28...36 мг/дм^3 – 83; 35...44 мг/дм^3 – 20; 44...52 мг/дм^3 – 5; 52...60 мг/дм^3 – 2 значення (рис. 1). Уміст

гідрокарбонатів у вибірці має наступний розподіл: 120...192 мг/дм³ – 15; 192...265 мг/дм³ – 73; 265...337 мг/дм³ – 118; 337...409 мг/дм³ – 65; 409...481 мг/дм³ – 21; 481...553 мг/дм³ – 1; 553...625 мг/дм³ – 1 значення. Частота повторень значень умісту усіх іонів у воді приведених на рисунку описується також поліноміальною функціональною залежністю п'ятого ступеню з коефіцієнтами кореляції вищими за 0,927.

Обробка й систематизація багаторічних даних хімічного аналізу води (1969-2014 рр.) р. Рось у пункті спостережень м. Корсунь-Шевченківський свідчить, що за період спостережень загальна мінералізація води змінювалася від 216 мг/дм³ (20.03.1985) до 908,7 мг/дм³ (22.02.1910). Амплітуда коливання загальної мінералізації склала 692,7 мг/дм³. При цьому, найменше значення мінералізації води припадає на весняне водопілля, а найбільше – на зимову межень. Варто відмітити, що значення загальної мінералізації вищі за 700 мг/дм³ відмічали 20.02.1989 (768,8 мг/дм³), 24.02.1995 (716,0 мг/дм³), 4.02.1995 (712,0 мг/дм³), 19.02.1991 (710,0 мг/дм³), 19.02.1997 (710,0 мг/дм³), 24.01.1990 (700,4 мг/дм³) і всі вони припадають на зимову межень (рис. 2). Натомість ряд інших мінімальних значень мінералізації води спостерігали також у весняну повінь 5.04.1970 (225,8 мг/дм³), 23.04.1986 (240,2 мг/дм³), 19.03.1971 (245,6 мг/дм³), 10.04.1990 (267,6 мг/дм³), 2.04.2000 (280 мг/дм³).

Середньоарифметичне значення загальної мінералізації за весь період досліджень становить 486;14 мг/дм³; за період зимової межені – 568;44 мг/дм³; за період весняного водопілля – 401;18 мг/дм³; за період літньої межені – 464;65 мг/дм³; за 1969-1980 рр. – 462;72 мг/дм³; за період 1981-2014 рр. – 487;91 мг/дм³ (табл. 1).

Таблиця 1

Середньоарифметичні значення головних іонів, загальної мінералізації (мг/дм³) та pH у воді р. Рось за певні періоди досліджень

Період спостережень	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Мінералізація
1969-2014	7,61	65,05	24,12	29,71	302,63	32,56	28,04	486,14
Зимова межень	7,65	78,05	27,47	34,66	359,36	36,68	32,01	568,44
Літня межень	7,60	59,70	25,31	29,20	289,38	32,24	28,76	464,65
Весняна повінь	7,88	54,95	19,69	24,96	245,51	33,58	22,49	401,18
1969-2014	7,48	72,92	21,88	20,19	345,18	14,87	10,15	462,72
1981-2014	7,64	63,56	24,38	33,28	294,77	35,21	30,74	487,91

Отже, найбільш високі середньоарифметичні значення загальної мінералізації зафіксовано у зимову межень (568,44 мг/дм³), коли переважає живлення річки за рахунок ґрунтових і підземних вод, найменші значення загальної мінералізації – у весняну повінь (401,18 мг/дм³), коли переважає поверхневий стік за рахунок танення снігів. Ця тенденція наглядно ілюструється порівнянням кривих динаміки коливання мінералізації води у річці Рось у зимову й літню межень та у період весняного водопілля (рис. 3). На рисунку більшість точок кривої динаміки мінералізації води у зимову

межень розміщується над кривою мінералізації у літню межень, а та у свою чергу розміщена – над кривою динаміки мінералізації у весняну повідь. Крім того, амплітуда коливань мінералізації води у річці Рось була найменшою у період спаду промислового виробництва 1969-1998 рр., тобто у цей час спостерігається переплітання трьох кривих загальної мінералізації – у зимову й літню межень та у весняну повідь.

За ступенем мінералізації природна вода р. Рось відносяться до прісної доброї – досить доброї протягом усього періоду досліджень за методикою .

Уміст переважаючого аніону гідрокарбонату у воді за цей період змінювався від 120,8 мг/дм³ (22.03.1985) до 622,9 мг/дм³ (22.02.1971), тобто мінімальне значення менше за максимальне у 5,1 рази. Ряд інших максимальних значень умісту гідрокарбонатів припадає також на зимову межень – 5.01.1965 (482,0 мг/дм³), 20.02.89 (469,4 мг/дм³), 23.01.1988 (461,8 мг/дм³), 6.02.1974 (444,8 мг/дм³), 20.02.1965 (441,8 мг/дм³), а мінімальних – на весняну повідь 23.04.1976 (147,3 мг/дм³), 3.04.1966 (158,6 мг/дм³), 19.03.1971 (161,0), 10.04.1980 (164,0 мг/дм³) 22.03.1972 (180 мг/дм³). Середньоарифметичні значення умісту HCO₃ у воді становили: 302; 6 мг/дм³ – за весь період досліджень; 345; 2 мг/дм³ – за період 1965-1995 рр.; 294; 8 мг/дм³ – за період 1995-2014 рр.; 359; 4 мг/дм³ – у зимову межень; 289; 4 мг/дм³ – у літню межень; 245; 2 мг/дм³ – у весняну повідь. Отже, ці показники у воді р. Рось найвищі у зимову межень, найнижчі – у весняну повідь. Крім того, необхідно відмітити, що середньоарифметичні значення умісту гідрокарбонатів у період до зарегулювання стоку були вищими ніж у період з 1995 по 2014 рр. на 50 мг/дм³ (табл. 1).

Уміст переважаючого катіона – кальцію змінювався від 29,4 мг/дм³ (22.03.1985) до 114,0 мг/дм³ (22.02.1971). Уміст кальцію у воді р. Рось, вищий за 100 мг/дм³ відмічали 5.01.1965 (108,0 мг/дм³), 14.02.1991 (102,0 мг/дм³), 20.02.1979 (102,0 мг/дм³), 1.02.1988 (101,0 мг/дм³), 14.09.1987 (100,4 мг/дм³), а менший за 40 мг/дм³ – 23.04.1976 (31,1 мг/дм³), 10.04.1980 (34,7 мг/дм³), 29.07.1965 (35,9 мг/дм³), 19.03.1971 (37,4 мг/дм³).

Середня багаторічна величина умісту кальцію у воді – 65,05 мг/дм³. Уміст Ca²⁺ у воді річки, як і інших катіонів, найбільший у зимову межень, найменший – у весняну повідь.

Вміст сульфатів у воді р. Рось змінювався від 3,8 мг/дм³ (16.05.1979) до 95,1 мг/дм³ (24.05.1990). Треба відмітити, що 15 найбільш високих значень умісту сульфатів (> 66,8 мг/дм³) припадають на зимову або літню межень 1981-1998 роки, а десять найменших (< 11,5 мг/дм³) – також на літню та зимову межень, але 1965-1985 рр. Необхідно відмітити, що уміст сульфатів, хлоридів та натрію у воді р. Рось з плином часу зростає, натомість уміст гідрокарбонатів та кальцію протягом періоду спостережень змінювався як в сторону збільшення, так і в сторону зменшення. Середньоарифметичні значення умісту сульфатів зростали з 14,3 у 1965-1966 рр. до 24 мг/дм³ – у 1983-1990 та до 53 мг/дм³ у 2010-2014 рр. (табл.2). Це пояснюється тим, що саме в шістдесяті роки минулого століття у державі проводилася політика збільшення орних земель (їх розорювання навіть у прибережних зонах річок),

зростаючої хімізації сільськогосподарського і промислового виробництва, що в кінцевому результаті позначилося на значному виносі з ґрунтів, сільськогосподарських угідь найбільш токсичних речовин (в першу чергу хлору, натрію, сульфатів), які в свою чергу являються найбільш рухомими у ґрунтовому й водному середовищі та скиданні неочищених стічних вод у поверхневі водойми. Якщо хімічний склад води р. Рось за період 1965-1966 року можна прийняти за фоновий або природний рівень, то зростання у воді токсичних і забруднюючих речовин у 1970-ті і подальші роки є наслідком антропогенного впливу на природне середовище.

За вмістом сульфатів вода відноситься до 3 категорії якості, тобто досить доброї.

Вміст хлоридів також змінювався в досить широких межах – від $2,8 \text{ мг/дм}^3$ (19.03.1951) до $69,5 \text{ мг/дм}^3$ (14.02.1991). Значення умісту хлоридів менші за 10 мг/дм^3 відмічено 22.03.1985 ($4,2 \text{ мг/дм}^3$), 5.04.1940 ($5,3 \text{ мг/дм}^3$), 21.08.1963 ($6,7 \text{ мг/дм}^3$), 25.02.1960 ($7,3 \text{ мг/дм}^3$), 30.09.1949 ($7,4 \text{ мг/дм}^3$), 20.09.1948 ($7,6 \text{ мг/дм}^3$), 27.12.1977 ($8,9 \text{ мг/дм}^3$), 18.03.1967 ($9,1 \text{ мг/дм}^3$), 14.07.1940 ($9,2 \text{ мг/дм}^3$), 13.03.1963 ($10,0 \text{ мг/дм}^3$), тобто тут не виявлено чіткої залежності від пори року. Але десять найбільш високих значень вмісту хлоридів ($> 55,0 \text{ мг/дм}^3$) у воді р. Рось припадає на літню й зимову межень 1985-1991 років, тобто на період коли розвиток промислового виробництва в Україні досяг свого максимального значення і це позначалося на забрудненні природних вод токсичними речовинами, у тому числі й хлоридами.

Середньоарифметичні значення умісту хлоридів у воді зростали з $9,3 \text{ мг/дм}^3$ у 1939-1940 рр. до 16 мг/дм^3 – у 1963-1970; $30,4 \text{ мг/дм}^3$ – у 1976-1980; $40,7 \text{ мг/дм}^3$ – у 1986-1990 та 46 мг/дм^3 – у 1996-2000 рр. (табл. 2). Крім того, уміст хлоридів у воді р. Рось під час зимової межені є вищим ніж під час літньої межені та весняної повені (табл. 1).

За вмістом хлоридів вода річки Рось в даний час оцінюється як така, що відноситься до другої категорії якості (доброї) і є придатною для питного водопостачання.

Вміст у воді р. Рось, іншого токсичного інгредієнту – натрію в сумі з калієм також змінювався в значних межах від $6,5 \text{ мг/дм}^3$ (5.04.1965) до $58,2 \text{ мг/дм}^3$ (3.02.1987). Необхідно відмітити, що десять найменших значень умісту натрію у воді ($< 14,0 \text{ мг/дм}^3$) припадає на весняну та літню повинь періоду 1965-1993 років, а найбільш високі значення ($> 40,0 \text{ мг/дм}^3$) – переважно на зимову й літню межень 1995-2014 років. Найвищі показники умісту натрію в сумі з калієм припадають на 1991-1995 рр. – $47,71 \text{ мг/дм}^3$. Цей уміст перевищує аналогічні показники за 1969-1974 роки у 4 рази.

У наступні п'ять років (2008-2014) відмічено деяке зниження умісту у воді р. Рось натрію, магнію, кальцію, гідрокарбонатів, калію, загальної мінералізації (табл. 2), що пов'язано із спадом промислового та сільськогосподарського виробництва на території держави та й у басейні річки та із зменшенням викидів забруднюючих речовин у навколишнє середовище.

Таблиця 2
Динаміка зміни інгредієнтів хімічного складу води р. Рось-Корсунь-Шевченківський за певні періоди досліджень

Інгредієнти	1965-1970	1971-1976	1977-1986	1987-1995	1996-1999	2000-2003	2004-2006	2007-2009	2010-2012	2013-2014
Середньоарифметичні концентрації за періоди, мг/дм ³										
CO ₂	7,35	8,55	8,1	8,55	9,96	10,46	7,48	6,54	11,95	10,9
Ca ²⁺	70,88	70,9	71,7	62,46	60,7	60	67,11	69,54	65,86	60,78
Mg ²⁺	22,08	23,2	21,54	18,22	20,94	21,2	26,55	28	31,87	30,11
Na ⁺ +K ⁺	11,88	15,3	22,51	23,22	23,6	26,31	45,60	45,71	47,58	42,12
K ⁺	-	-	-	-	-	-	11,08	8,44	8,12	6,49
HCO ₃ ⁻	321,8	324,5	345,83	285,26	281,88	267,66	322,4	330,23	334,27	291,0
SO ₄ ²⁻	14,3	14,90	14,93	23,99	26,79	30,23	46,63	50,96	51,34	52,97
Cl ⁻	9,25	11,2	10,03	16,05	22,98	30,43	37,94	40,69	45,84	46
pH, од	7,27	7,35	7,45	7,7	7,68	7,69	7,64	7,58	7,41	7,89
Мінералізація	449,42	460,0	455,52	437,75	446,85	446,29	553,71	571,67	588,71	533,88
P	-	-	-	0,146	0,133	0,103	0,192	0,321	0,464	0,393
Si	3,1	3,1	2,79	3,97	3,45	4,05	4,95	2,73	2,51	3,87
Fe	-	0,124	0,278	0,316	0,186	0,152	0,086	0,093	0,327	0,211
NH ₄ ⁺	0	0	0,087	0,267	0,514	1,88	0,768	0,148	0,297	0,188
NO ₂ ⁻	-	0,001	0,0013	0,0106	0,0153	0,0169	0,0173	0,0175	0,0159	0,0257
NO ₃ ⁻	-	0,25	0,275	0,42	0,76	0,124	0,255	0,103	0,109	0,165
N, загальний	-	-	-	-	1,484	2,44	1,625	0,312	0,365	0,394
Феноли	-	-	-	-	0,00216	0,0031	0,0027	0,0037	0,0032	0,0015
Нафтопродукти	-	-	-	-	0,258	0,238	0,088	0,051	0,142	0,117
БСК ₅	-	-	-	-	3,755	3,977	2,2	2,63	2,186	2,504
Cu	-	-	-	-	0,0045	0,0104	0,0387	0,284	0,0122	0,011
Zn	-	-	-	-	0,0059	0,0136	0,0062	0,0052	0,091	0,0678
Cr	-	-	-	-	0,003	0,0206	0,0036	0,184	1,106	0,034
Mn	-	-	-	-	-	-	0,8012	0,0206	0,0754	0,0143
СПАР	-	-	-	-	0,746	0,077	0,016	0,025	0,057	0,09
БО	-	-	-	-	29,6	34,22	35,03	31,64	28,48	37,6

Вміст магнію у воді р. Рось змінювався в межах від 5,5 мг/дм³ (14.02.1966) до 51,6 мг/дм³ (3.09.1992). Середньоарифметичні значення умісту його за весь період досліджень становлять 24,12 мг/дм³; найвищі – у період зимової межени – 27,47 мг/дм³; найнижчі – у період весняної повені – 19,69 мг/дм³.

Необхідно відмітити, що зростання умісту головних іонів і загальної мінералізації води р. Рось у період 1965-1995 років носило в цілому поступовий, незначний характер, без різких коливань. За іонним складом протягом усього періоду досліджень вода відносилася до гідрокарбонатного класу (С), кальцієвої групи (Са), першого або другого типу [1].

Слід відмітити, що протягом періоду досліджень у воді р. Рось постійно знижувався середньоарифметичний відсотковий уміст гідрокарбонатів та кальцію відповідно від 90,5 та 60,3 у 1965-1980 рр. до 83 та 55,5%-екв – у 1983-1990 та до 66,5 і 42%-екв – у 2006-2014 рр. (рис. 4). Починаючи з вісімдесятих років минулого століття кальцій перестав бути домінуючим катіоном і склад води змінився з гідрокарбонатного кальцієвого на гідрокарбонатний кальцієво-магнієвий, а інколи й на гідрокарбонатний кальцієво-магнієво-натрієвий.

Спостерігалось зниження середньоарифметичного умісту іонів HCO_3^- та Ca^{2+} зростання середньоарифметичного умісту Cl^- , SO_4^{2-} та Na^+ , а після 1990 р. – незначно й Mg^{2+} . Так, середньоарифметичний відсотковий уміст хлоридів за період досліджень зріс у 4,08 рази, сульфатів – у 3 рази, натрію в сумі з калієм – у 2,7 рази

У наших дослідженнях, зважаючи на поступову зміну у часі хімічного складу води р. Рось, було важливим встановити, чи існують кореляційні залежності між умістом окремих головних іонів та загальною мінералізацією. Одним із найбільш розповсюджених способів визначення ступеню й напрямку лінійних зв'язків між парними перемінними є коефіцієнт кореляції.

Коефіцієнти прямої лінійної кореляції між умістом у воді іонів HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, Cl^- , SO_4^{2-} і загальною мінералізацією відповідно становлять 0,914±0,01; 0,823±0,018; 0,717±0,028; 0,679±0,031; 0,48±0,04; 0,372±0,05 – що у перших чотирьох випадках відповідає сильному ступеню зв'язку, у інших – середньому.

Між вмістом калію та загальною мінералізацією зв'язок не встановлювали, тому що калій окремо від натрію почали визначати з вісімдесятих років минулого століття.

Аналіз отриманих коефіцієнтів кореляції між загальною мінералізацією та умістом головних іонів свідчить, що головні іони (SO_4^{2-} , Cl^- , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$), уміст яких постійно зростав і змінювався у часі мають менший вплив на зміну загальної мінералізації ніж іони HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} .

Установлені коефіцієнти регресії (0,598 – HCO_3^- ; 0,115 – Ca^{2+} ; 0,052 – Mg^{2+} ; 0,052 – Na^+ ; 0,063 – Cl^- ; 0,059 – SO_4^{2-}) свідчать, що при збільшенні загальної мінералізації води на 100 мг/дм³ головні іони в середньому відповідно зростуть на 59,8; 11,5; 5,2; 5,2; 6,3 та 5,9 мг/дм³. Отже,

математично встановлено закономірність, чим вища мінералізація води р. Рось, тим значніший у її складі уміст гідрокарбонатів, потім кальцію, хлоридів, сульфатів, натрію і найменший магнію. Доля гідрокарбонатів та кальцію у зростанні загальної мінералізації становить більше 70% від суми усіх іонів, що свідчить про їх переважаючий уміст.

Жорсткість води р. Рось за період спостережень змінювалася від 2,1 мг-екв/л (22.09.1995) до 9,6 мг-екв/л (22.02.1971) при середньо-арифметичному значенні 5,3 мг-екв/л. Для питного призначення може використовуватися вода з жорсткістю не більше 7 мг-екв/дм³.

Уміст завислих речовин у воді р. Рось становив 0,5...87,0 мг/дм³. Високі концентрації фіксували в період 1975-1980 рр., коли середньоарифметичне значення становило 6,49 мг/дм³. Після зарегулювання стоку уміст зважених часток у воді рідко перевищував 17 мг/дм³. Найвища концентрація зважених речовин у зимову межень – 30 мг/дм³ (30.01.2000). В останні 25 років за умістом зважених часток вода відноситься до 2-3 категорії якості – тобто чистої-досить чистої.

Величина рН води змінювалася від 6,2 (21.07.1988), 6,8 (5.09.2001) до 8,45 (29.10.77), 8,4 (24.05.10). Такі розбіжності у величині рН відповідають шостій категорії якості – погана.

Вода р. Рось часто буває забруднена біогенними речовинами, СПАР, фенолами, нафтопродуктами та важкими металами, але є й періоди коли умісту забруднювачів не виявляли..

Максимальні концентрації NO₂⁻ були зафіксовані вище м. Корсунь-Шевченківського в період літньої межени – 0,096 мг/дм³ (25.09.1986); 0,066 мг/дм³ (8.07.2014), в період зимової межени – 0,049 мг/дм³ в 1996 р.; нижче м. Корсунь-Шевченківського в період літньої межени – 0,123 мг/дм³ (25.09.2006); 0,110 мг/дм³ (27.08.1981); 0,097 мг/дм³ (27.07.1979); 0,069 мг/дм³ (08.07.2014); в період зимової межени – 0,146 мг/дм³ (22.11.1985); 0,084 мг/дм³ (16.02.1995). Було відмічено високий уміст NO₂ у період весняної повені – 0,063 мг/дм³ (10.04.1980). Відзначені рівні забруднення відповідають 6 та 7 категорії якості або сильно забрудненій та брудній воді. Варто відмітити, що найвищі середньоарифметичні показники забруднення природної води р. Рось нітритами були у період 2006-2014 рр. і становили 0,0259 мг/дм³ (табл. 2), що відповідає п'ятій категорії забруднення (помірно забруднені).

Максимальні концентрації NO₃⁻ були зафіксовані вище м. Корсунь-Шевченківського в період літньої межени – 0,34 мг/дм³ (14.06.2010), в період зимової межени – 0,74 мг/дм³ (4.02.1995); 0,7 мг/дм³ (22.03.95); 0,47 мг/дм³ (12.02.2004); нижче м. Корсунь-Шевченківського в період літньої межени – 0,34 мг/дм³ (20.06.1993); в період зимової межени – 0,89 мг/дм³ (4.02.2005). Ця концентрація нітратів у воді відповідає 4-6 категорії якості (слабо-сильно забруднені).

Максимальні концентрації NH₄ були зафіксовані вище м. Корсунь-Шевченківського в період літньої межени – 2,19 мг/дм³ (5.10.1999); в період зимової межени – 3,95 мг/дм³ (26.01.1987); 3,60 мг/дм³ (20.02.1979); 3,51 мг/дм³ (16.01.1980); нижче м. Корсунь-Шевченківського в період літньої

межені – 2,92 мг/дм³ (28.08.2005); в період зимової межені – 5,1 мг/дм³ (16.01.1990); 3,2 мг/дм³ (18.12.92). Ці концентрації відповідають 6-8 категорії забруднення вод азотом аміаку – сильно й дуже забруднені.

Найбільші концентрації біогенних речовин у воді р. Рось припадають на період зимової межені. Улітку під час інтенсивного розвитку водних рослин уміст нітратів у воді річки знижується. Варто відмітити, що значна частина проб води не мала умісту великої кількості біогенних речовин, про що свідчать середньоарифметичні значення, приведені у таблиці 2.

Уміст кисню у воді р. Рось змінювався від 3,54 мгО₂/дм³ (24% насичення, 1.02.1998) до 15,51 мгО₂/дм³ (105% насичення, 23.01.1979). Отже, за умістом кисню вода змінювалася від першої до сьомої категорії якості, або від відмінної до дуже поганої. Зниження умісту кисню у воді спостерігалось як зимою, так і улітку.

Пергаманантна окиснюваність води змінювалася від 3,4 мгО/дм³ (29.07.1996) до 31 мгО/дм³ (26.04.2003), або якість води була від відмінної до занадто поганої. Біхроматна окиснюваність мала також значні коливання від 8,8 мгО/дм³ (відмінна якість води, 12.02.1974) до 140 мгО/дм³ (занадто погана якість, 27.07.1979). У 2000-2014 рр. біхроматна окиснюваність у воді р. Рось не перевищувала показників 45 мгО/дм³, тобто була дещо кращою у порівнянні з періодом 1990-2000 рр..

Біологічне споживання кисню протягом п'яти діб (БСК₅) для окислення органічних речовин, які містяться у воді в аеробних умовах змінювалося від 0,06 мгО₂/дм³ (25.09.96) до 12,9 мгО₂/дм³ (14.10.96). Отже, за приведеними рівнями споживання кисню воду можна оцінити як дуже чисту (у першому випадку) і як брудну (у другому), що сприяє загрозі антропогенної евтрофікації водойми. У 1991-2014 рр. середньорічні показники біологічного споживання кисню мали дещо нижчі показники ніж аналогічні за період 1980-1990 рр.

Максимальні значення СПАР були відмічені нижче міста в період літньої межені у кількості 4,1 мг/л (20.06.1973), що пов'язано із скиданням значної кількості промислових та побутово-комунальних вод із підвищеною їх, кількістю. Вище міста величина, СПАР у цей день становила лише 0,63 мг/л. У багатьох пробах води відібраних із річки Рось у 1992, 2004, 2013, 2014 роках уміст СПАР був відсутній.

Максимальна кількість, СПАР у період зимової межені становить 1,0 мг/л (27.01.1982) нижче міста та 0,32 мг/л (1993 р.) вище міста.

Уміст фенолів у воді р. Рось змінювався від 0 до 0,026 мг/дм³ (16.01.1980). Варто відмітити, що у 34,6% проб умісту фенолів не було виявлено, а з 1992 р. їх уміст у воді не перевищував 0,008 мг/дм³. В період літньої межені концентрація фенолів у водах річки Рось вище м. Корсунь-Шевченківський досягла максимального значення – 0,02 мг/л (5.09.1991), найбільше значення нижче міста зафіксоване 26.06.1972 р. – 0,024 мг/л. Перевищення максимальних значень вмісту фенолів нижче міста у порівнянні з аналогічними значеннями вище міста свідчать про значний внесок промислових об'єктів Корсунь-Шевченківського у забруднення води

річки.

Уміст нафтопродуктів у водах змінювався від 0 до 1,5 мг/дм³ (3.06.1993). За період досліджень у 43,75 % проб води нафтопродуктів не виявлено. У 21,6% проб води уміст нафтопродуктів був вищим за 0,1 мг/дм³, що являється гранично допустимою концентрацією.

Максимальна кількість нафтопродуктів у період зимової межени становила 0,79 мг/л (4.02.1995) нижче міста та 0,46 мг/л (28.02.1998) вище міста.

Частина проб води р. Рось містила залишки пестицидів або продукти їх розкладання – метаболіти. Так, наприклад, у пробі води відібраній 4.02.1985 були виявлені наступні метаболіти: α -ГХЦГ – 0,012 мг/дм³; γ -ГХЦГ – 0,11 мг/дм³; ДДТ – 0,063 мг/дм³; ДДЕ – 0,054 мг/дм³. Близькі за значенням концентрації цих метаболітів були виявлені 4.12.1986. Пізніше виявляли у воді окремі види метаболітів і в значно менших кількостях, але установлена нормативом гранично допустима сума залишків пестицидів у воді (0,001 мг/дм³) є значно меншою за суму, виявлену у воді р. Рось.

Висновки. За період спостережень загальна мінералізація води р. Рось у пункті спостережень м. Корсунь-Шевченківський змінювалася від 216 до 908,7 мг/дм³. За ступенем мінералізації природна вода відносяться до прісної доброї – досить доброї протягом усього періоду досліджен.

За іонним складом протягом усього періоду досліджень вода відносилася до гідрокарбонатного класу (С), кальцієвої групи (Са), I або II типу [1].

Протягом періоду досліджень у воді р. Рось постійно знижувався середньоарифметичний відсотковий уміст гідрокарбонатів та кальцію. Починаючи з вісімдесятих років минулого століття кальцій перестав бути домінуючим катіоном і склад води змінився з гідрокарбонатного кальцієвого на гідрокарбонатний кальцієво-магнієвий, а інколи й на гідрокарбонатний кальцієво-магнієво-натрієвий.

Встановлені при дисперсійному аналізі коефіцієнти регресії для головних іонів (0,598 – HCO_3^- , 0,115 – Ca^{2+} , 0,052 – Mg^{2+} , 0,052 – Na^+ , 0,063 – Cl^- , 0,059 – SO_4^{2-}) свідчать, що при збільшенні загальної мінералізації води на 100 мг/дм³ концентрації головних іонів в середньому зростають відповідно на 59,8, 11,5, 5,2, 5,2, 6,3 та 5,9 мг/дм³.

Вода р. Рось часто буває дуже забрудненою забруднена біогенними речовинами, СПАР, фенолами, нафтопродуктами та важкими металами, але є й періоди коли умісту забруднювачів не виявляли.

Частина проб води р. Рось містила залишки пестицидів або продукти їх розкладання – метаболіти, у кількостях значно вищих за ГДК.

Список літератури

1. Алёкин О.А. К вопросу о химической классификации природных вод. // Вопросы гидротехники. – Л.,: Гидрометиздат, 1996. – 240 с.
2. Гидрологический ежегодник. – 1965-2014. – Т. 2. – Вып. 5.
3. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України:

Методика. КНД 211.1.4.010.94. – К., 1994. – 37 с.

4. *Лозовицкий П.С.* Опыт дисперсионного анализа химического состава оросительных вод юга Украины // М.: Почвоведение. 2003. – № 12. – С. 1491-1502.

5. *Лозовицкий П.С.* Статистичні закономірності зв'язку між хімічним складом і мінералізацією зрошувальних вод // Водне господарство України. 2004. – № 3-4. – С.48-56.

6. *Лозовицкий П.С., Серьогіна О.* Аналіз витрат води різної забезпеченості річки Рось // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Ніка-Центр, 2005. – Т.7. –С. 148-162.

7. *Сніжко С.І.* Оцінка та прогнозування якості природних вод. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 262 с.

8. *Справочник по водным ресурсам* // Под редакцией Б.И. Стрельца. – К.: Урожай, 1997. – 304 с.

9. *Ресурсы поверхностных вод СССР.* – Л.: Гидрометеиздат. – Т.6. Украина и Молдавия. – Вып.1. – 1969. – 884 с.; Вып. 2. – 1971. 654 с.

10. *Український радянський енциклопедичний словник.* – К.: Головна редакція Української Радянської Енциклопедії, т.2. – 1987. – 736 с.; т 3. – 1987. – 736 с.

11. *Шерешевский А.И, Шулипенко Т.Ф.* Оценка влияния хозяйственной деятельности на сток средних рек Украины // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета. – 1986. – Вып. 211. – С. 36-46.

Надійшло до редакції 14.05.2015

УДК 628.3(075.8)

В. Г. МИХАЙЛЕНКО, кандидат технічних наук

Інститут проблем машинобудування ім. А.М. Підгорного НАН України,
м.Харків

Ю.А. АНТОНЕЦЬ, кандидат технічних наук

ПАТ «Завод «Южкабель», м. Харків

СУВОРИСТЬ ПРАВИЛ ПРИЙМАННЯ СТОКІВ У КАНАЛІЗАЦІЇ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ УКРАЇНИ – БЛАГО ЧИ ЗЛО?

Запропоновано механізм впливу рівня вимог нормативних документів з приймання стоків у каналізації на реальний склад стічних вод. Наведено деякі абсурдні показники діючих нормативних документів. Запропоновано негайно внести межу для показника ХСК у 80 мг/л, нижче якої не діятиме вимога до співвідношення ХСК до БСК.

Ключові слова: правила приймання стоків у каналізації, концентрація заліза, ХСК, БСК.

Предложен механизм влияния уровня требований нормативных документов на реальный состав сточных вод. Приведены некоторые абсурдные показатели действующих нормативных документов. Предложено немедленно внести границу для показателя ХПК в 80 мг/л, ниже которой требование к соотношению ХПК к БПК действовать не будет.

Ключевые слова: правила приемки стоков в канализации, концентрация железа, ХПК, БПК.

The mechanism of the influence of the level of requirements of normative documents on the real composition of wastewater. Represented some absurd indicators current regulatory documents. The proposed to enter immediately bound for COD 80 mg/l, which is below the requirement for the ratio of BOD to COD will not work.

Keywords: admission rules in canalization effluent, the concentration of iron, COD, BOD.

Основними забруднювачами поверхневих водоймищ є стічні води промислових підприємств. Незважаючи на те, що промислові підприємства у містах скидають води на міські очисні споруди, зрештою ці стоки після біохімічної очистки потрапляють у поверхневі водойми. Рівень забруднення очищених міських стоків залежить від забрудненості стоків з підприємств.

Міські очисні споруди є спорудами біохімічної очистки та призначені в основному для очищення господарсько-побутових стічних вод. Стоки переважної більшості промислових підприємств за своїм складом значно відрізняються від господарсько-побутових забруднень. Такі стічні води мають проходити локальну очистку безпосередньо на підприємстві, оскільки вони містять речовини, які не затримуються, або погано переробляються біохімічною очисткою (важкі метали, нафтопродукти, феноли, СПАР і т. ін.). Проте ряд підприємств (безалкогольна галузь харчової промисловості, різноманітні контори, проектні установи та навчальні заклади і т. ін.) скидають у міську каналізацію майже виключно господарсько-побутові стоки.

Якісний склад стічних вод, що скидаються у міську каналізаційну мережу, регламентується місцевими правилами приймання стоків у міську каналізацію, які розробляються місцевими органами самоврядування на основі загальнодержавних «Правил приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України» [1, 1 - 52]. В залежності від характеру водоймища, куди скидаються очищені міські стоки, та густини промисловості даного району, вимоги до якісного складу стоків мають відмінності. Жорсткість місцевих вимог до стоків повинна забезпечити певну якість очистки промислових стоків на локальних очисних спорудах підприємств з метою оптимального завантаження міських очисних споруд і досягнення максимальної глибини очистки.

На перший погляд забрудненість стічних вод підприємств повинна знаходитись у зворотній залежності від жорсткості вимог зазначених

«Правил...» - чим жорсткіші вимоги, тим менше забруднення стоків. Практика роботи з стічними водами підприємств показує, що це далеко не так. Залежність складу стічних вод підприємства від жорсткості вимог місцевих «Правил...» схематично наведена на рис. 1. Проаналізуємо логіку цього явища.

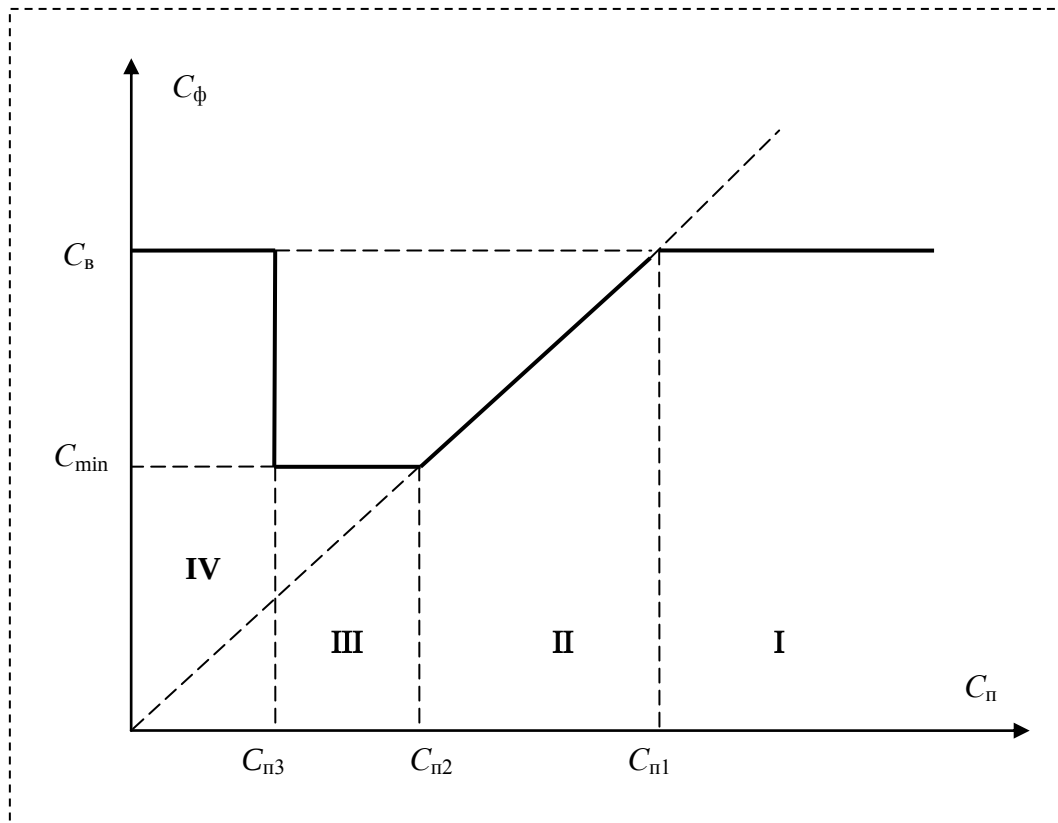


Рис. 1. Залежність складу стічних вод ($C_{\text{ф}}$, г/м³) від суворості вимог місцевих «Правил...» ($C_{\text{п}}$, г/м³): $C_{\text{в}}$ – вхідна концентрація забруднювача; C_{min} – мінімальна концентрація забруднювача; $C_{\text{п1}}$ – верхня межа роботи правил; $C_{\text{п2}}$ – нижня межа роботи правил; $C_{\text{п3}}$ – вимоги, за яких досягається коефіцієнт кратності 5.

Коли вимоги до забруднень стоків досить м'які (крайня права частина графіку до $C_{\text{п1}}$), маємо зону непотрібності «Правил...» (зона I). В цій зоні становище абонента цілком благополучне, оскільки фактична концентрація забруднювача менша за вимоги.

Зниження вимог до забруднення при переході через рівень фактичної вхідної концентрації $C_{\text{в}}$ переводить нас у зону II. Це – зона роботи «Правил...». Саме в цій зоні абонент змушений **і може** вводити в дію очисні споруди, знижуючи забруднення стоків. Фактична концентрація забруднювача знижується у відповідності до вимог «Правил...» доти, доки не досягається концентрація $C_{\text{п2}}$.

Нижня межа роботи «Правил...» $C_{\text{п2}}$ – це концентрація, яка задається одним з наступних чинників:

– фонові концентрації забруднювача у вхідній воді (у більшості випадків це – концентрація відповідного забруднювача у воді міського водогону);

– концентрація даного забруднювача у господарсько-побутових стічних водах;

– концентрація забруднювача, обумовлена технічними можливостями кращих з надійно працюючих на даний момент очисних пристроїв.

Такі очисні установки на сьогодні:

1) для вилучення міді та хрому – гальванокоагуляція з подальшим фільтруванням або відстоюванням;

2) для вилучення ціанідів, цинку та нікелю – реагентна нейтралізація з подальшим відстоюванням або фільтруванням;

3) для вилучення нафтопродуктів – сорбція або відстоювання;

4) для вилучення завислих частинок – коагуляція, відстоювання або фільтрування.

По досягненні концентрації $C_{П2}$ починається так звана „зона домовленостей” (зона III на рисунку). В цій зоні абонент **не може** знизити концентрацію забруднювача, і змушений сплачувати штрафні санкції за перевищення вимог, або домовлятися з співробітниками водоканалу. Концентрація забруднювача залишається майже незмінною, зате зростає корупція у стосунках абонента з відповідним водоканалом.

При подальшому зниженні вимог досягається рівень, при якому перевищення фактичної концентрації забруднювача в стоках після локальної очистки на підприємстві над концентрацією вимог сягає п'ятикратного коефіцієнту штрафних санкцій ($C_{П3}$). Після цього стосунки абонента і водоканалу переходять у зону абсурду (VI). В цій зоні взагалі відсутня будь-яка мотивація очистки стоків, тому концентрація забруднювача починає зростати, і досить швидко досягає відповідного показника в неочищених стоках. Таким чином, надмірна суворість „Правил...” не лише відкриває простір для корупції, а й призводить до значного погіршення якості стічних вод, що скидаються у каналізаційну мережу.

З наведеного аналізу випливає, таким чином, необхідність встановити вимоги місцевих „Правил...” на рівні $C_{П2}$, за якого **концентрація забруднювача у стоках мінімальна**, а з іншої сторони, її досягнення **технічно можливе**. Як ж справи на практиці?

Для ілюстрації розглянемо вимоги загальнодержавних та декількох місцевих „Правил...” до концентрації у стічних водах заліза загального. Згідно правилам приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України, концентрація заліза загального на вході в біологічні очисні споруди не повинна перевищувати $2,5 \text{ г/м}^3$ [1, 13]. В той же час концентрація загального заліза у господарсько-побутових стічних водах ($C_{П2}$) згідно цього ж документа в середньому по

Україні складає $2,0 \text{ г/м}^3$ [1, 8]. Таким чином, допустима концентрація потрапляє на край зони II.

Місцеві правила, встановлені у м. Донецьк, встановлюють допустиму концентрацію заліза на скид на рівні $2,0 \text{ г/м}^3$ [2, 23]. Таку ж концентрацію лімітують правила м. Києва та нові правила у м. Харкові, що були під тиском підприємства обласної організації роботодавців «Граніт» прийняті у 2010 році [3, 21 - 22]. Такі вимоги потрапляють в точку оптимуму на межі зони II та зони III.

Інша картина спостерігається у Дніпропетровську та Запоріжжі. Відповідно правилам, встановленим у цих містах, концентрація заліза (при чому, в правилах перших двох міст не конкретизується, яке саме залізо мається на увазі) на різних очисних спорудах складає: у Дніпропетровську – $0,93, 0,52$ та $0,99 \text{ г/м}^3$ [4, 21]; у Запоріжжі – $0,49$ та $0,3 \text{ г/м}^3$ [5, 26]. Таким чином, дані вимоги попадають або у середину зони домовленостей III (Дніпропетровськ) або на початок зони абсурду VI (Запоріжжя).

Деякі вимоги взагалі доходять до абсурду. Так, п. 4.2 «Правил приймання...» стоків у Харкові передбачають нормування співвідношення ХСК/БСК на рівні не менше, ніж 2,5. Такий норматив встановлений на підставі п. 4.2 загальнодержавних Правил його призначення – забезпечити нормальне очищення стічних вод від органічних забруднень на міських очисних спорудах. Проте, у п. 4.1 загальнодержавних правил унормовані фактичні концентрації вмісту органічних сполук в очищених стічних водах після міських очисних споруд на рівні ХСК 80 мг/л та БСК 15 мг/л . Ряд підприємств м. Харкова має надійно працюючі локальні очисні споруди, або скидає у каналізацію мало забруднені органічними домішками стічні води. У такому випадку заводи, що мають ХСК стоків менше, ніж 80 мг/л та БСК менше, ніж 15, автоматично потрапляють під штрафні санкції.

Якщо ми дійсно бажаємо покращити стан наших річок, ми повинні терміново змінити місцеві та загальнодержавні правила приймання стічних вод з метою наближення їх до реальності. Зокрема, дія п. 4.2 загальнодержавних та місцевих правил приймання стічних вод у каналізаційній мережі має починатися при перевищенні показником ХСК межі у 80 мг/л . Тільки тоді кожне підприємство буде зацікавлене у реальній, а не паперовій очистці своїх стічних вод.

Список літератури

1. *Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України. Затверджені наказом Державного комітету будівництва, архітектури та житлової політики України від 19.02.2002 р., №37. – 52 с.*
2. *Правила приема сточных вод предприятий в систему Донецкой городской канализации. – Донецк: 2003 г. – 35 с.*
3. *Правила прийняття стічних вод споживачів у каналізаційну мережу м. Харкова. – Харків: 2010 р. – 43 с.*

4. *Правила* приймання та скиду (водовідведення) стічних вод підприємств у систему каналізації м. Дніпропетровська. – Дніпропетровськ: 2003 р. – 38 с.

5. *Правила* приймання стічних вод підприємств у систему каналізування м. Запоріжжя. – Запоріжжя: 2003 р. – 25 с.

Надійшло до редакції 12.11.2015

УДК 628.34

Н.П. НЕЧИТАЙЛО, кандидат технических наук

Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры

Н.Н. БЕЛЯЕВ, доктор технических наук

Днепропетровский национальный университете железнодорожного транспорта имени академика В. Лазаряна

ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ЗАКУПОРКИ ПОРЫ МЕМБРАНЫ ПРИ ЕЕ МОДИФИКАЦИИ

Наведено математичне моделювання закупорки пори мембрани з урахуванням масопереносу, зміни поля швидкості та обліку геометричної форми пори. Дане моделювання дозволяє, виробляє прогнозування процесів роботи мембрани з різною структурою пір.

Ключові слова: моделювання, закупорка пір, ультрафільтрація, мембрана, масоперенос, поле швидкості.

Приведено математическое моделирование закупорки поры мембраны с учетом массопереноса, изменения поля скорости и учета геометрической формы поры. Данное моделирование позволяет, производит прогнозирование процессов работы мембраны с различной структурой пор.

Ключевые слова: моделирование, закупорка пор, ультрафильтрация, мембрана, массоперенос, поле скорости.

This paper presents mathematical modeling of clogging the pores of the membrane, taking into account the mass transfer, change of the velocity field and the account of the geometric shape of the pores. This simulation allows predicting the work processes of the membrane with different pore structure.

Key words: modeling, clog the pores of the ultrafiltration membrane, mass transfer, the velocity field.

В последнее время мембранные методы получают все более широкое распространение в сфере оборотки воды. Среди таких методов всё большую популярность приобретает ультрафильтрационная обработка. Однако для

большей эффективности метода авторами предлагается произвести модификацию поверхности мембраны при помощи обработки ее оксихлоридом алюминия. Данная модификация позволяет произвести частичную закупорку пор и перевести не эффективные поры с большим размером ячейки в эффективные, что позволяет удалять из воды практически полностью гуминовые и фульвокислоты и отказаться от первичного хлорирования.

Однако, не смотря на широкий экспериментальный опыт в настоящий момент, отсутствую модели, которые позволили бы предсказывать ход модификации и позволяли бы более широко раскрыть теорию модификации порового пространства мембраны.

1. Моделирование процесса массопереноса в поре

Рассматривается процесс движения воды содержащей примесь в поре ультрафильтрационной мембраны с точки зрения ее модификации и закупорки. Будем считать, что пора мембраны представляет собой, в общем случае, канал, имеющий сложную геометрическую форму. При движении воды в поре происходит «налипание» примеси на стенки поры, в результате чего на стенках поры формируется осадок и происходит сужение поры. Следует подчеркнуть, что математическое моделирование такого процесса связано с большой трудностью – постоянно происходит изменение формы поры и ее проходного сечения. Это изменение проходного сечения поры заранее – неизвестно и определяется в процессе расчета. В отличие от известной работы [80,1] где на базе одномерной модели процесса массопереноса рассмотрено моделирование процесса закупоривания поры, здесь, при моделировании, учитываются следующие важные факторы.

- Пора имеет сложную геометрическую форму, а не каноническую – цилиндрическую как в работе [81,1]. Расчет осуществляется в двухмерной постановке.
- Пользователь разработанной численной модели может задавать *любую* геометрическую форму поры – это реализуется в численной модели за счет применения метода маркирования.
- Возможно моделирование процесса закупоривания поры, когда в поре находятся «*включения*», т.е. пора, с математической точки зрения является многосвязной областью и происходит движение воды с примесью между этими включениями и на этих включениях также происходит процесс налипания примеси.

Также необходимо отметить, что в работе [81,1] моделирование процесс закупоривания цилиндрической поры осуществляется в «фильтрационном» приближении. Поэтому в уравнение массопереноса включено слагаемое, представляющее собой стоковый член, который учитывает уменьшение концентрации примеси в потоке, движущемся в поре. То есть, непосредственно взаимодействие примеси со стенками поры здесь не рассматривается[81,1].

В данной работе для расчета процесса закупоривания поры мембраны используется осредненное по ширине канала (профильная задача) уравнение массопереноса

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\mu_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\mu_y \frac{\partial C}{\partial y} \right), \quad (1)$$

где C – концентрация примеси в воде; u, v , – компоненты вектора скорости движения водного потока внутри поры; $\mu = (\mu_x, \mu_y)$ – коэффициенты диффузии; t – время.

Ось Y направлена вертикально вверх.

Рассмотрим постановку краевых условий для данного уравнения массопереноса. На участке втекания потока воды в пору ставится условие вида:

$$C|_{\text{граница}} = C_E,$$

где C_E – известное значение концентрации примеси в потоке на входе в пору.

На участке, где поток сточных вод выходит из расчетной области ставится «циклическое» (мягкое) граничное условие, вида

$$C(i+1, j) = C(i, j),$$

где $C(i, j)$ – предпоследняя разностная ячейка, $C(i+1, j)$ – последняя разностная ячейка..

С физической точки зрения, это условие означает, что в выходном сечении поры мы пренебрегаем процессом диффузии. На стенках поры или «включениях», расположенных внутри поры реализуется условие

$$\frac{\partial C}{\partial n} = aC,$$

где n – единичный вектор внешней нормали к твердой поверхности, a – эмпирический коэффициент, учитывающий процесс взаимодействия примеси со стенками поры (коэффициент сорбции).

2. Моделирование поля скорости внутри поры

Решение уравнения (1) можно получить, если известно поле скорости потока внутри поры, причем, как отмечалось выше, особенностью рассматриваемого процесса является то, что с течением времени происходит процесс закупоривания поры, а значит, меняется геометрическая форма поры и, как результат этого – происходит изменение поля скорости потока внутри нее. Это означает, что при моделировании необходимо постоянно, последовательно решать не только задачу массопереноса, но гидродинамическую задачу – рассчитывать новое значение поля скорости водного потока внутри поры.

Для расчета поля скорости потока с учетом этой особенности используется модель потенциального течения. Для решения задачи в такой постановке необходимо проинтегрировать уравнение [49,2]:

$$\frac{\partial^2 P}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 P}{\partial y^2} = 0 \quad (2)$$

где P – потенциал скорости.

Для уравнения (2) ставятся такие граничные условия:

- на стенках поры (где произошло формирование осадка): $\frac{\partial P}{\partial n} = 0$,

где n - единичный вектор внешней нормали к данному участку границы;

- на входной границе: (граница втекания потока) $\frac{\partial P}{\partial n} = V_n$, где V_n – известное значение скорости на этой границе ;

- на выходной границе расчетной области: $P = P_0 + const.$ (условия Дирихле).

Компоненты вектора скорости водного потока рассчитываются на основе зависимостей [2]:

$$u = \frac{\partial P}{\partial x}, \quad v = \frac{\partial P}{\partial y}.$$

Профиль скорости на входе в расчетную область (пору) полагается равномерным.

3. Численное интегрирование моделирующих уравнений

Численное интегрирование уравнений гидродинамики и массопереноса осуществляется на прямоугольной разностной сетке. Для формирования вида расчетной области и ее изменения с течением времени, за счет сорбции примеси на стенках поры используется метод маркирования.

Для численного интегрирования уравнения (2) используется идея установления решения по времени, поэтому численно интегрируется следующее уравнение [126,3]:

$$\frac{\partial P}{\partial \eta} = \frac{\partial^2 P}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 P}{\partial y^2}, \quad (3)$$

здесь η – фиктивное время.

При $\eta \rightarrow \infty$ решение уравнения (3) будет стремиться к «установлению», т.е. к решению уравнения (2).

Для численного интегрирования уравнения (3) используется неявная схема суммарной аппроксимации. В этом случае, процесс интегрирования разбивается на два шага. Разностные уравнения на каждом дробном шаге имеют вид [3]

$$\frac{P_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} - P_{i,j}^n}{\Delta t} = \left[\frac{-P_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} + P_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta x^2} \right] + \left[\frac{-P_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} + P_{i,j-1}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta y^2} \right],$$

$$\frac{P_{i,j}^{n+1} - P_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta t} = \left[\frac{P_{i+1,j}^{n+1} - P_{i,j}^{n+1}}{\Delta x^2} \right] + \left[\frac{P_{i,j+1}^{n+1} - P_{i,j}^{n+1}}{\Delta y^2} \right].$$

Величина $P_{i,j}$ определяется в центре каждой разностной ячейки. На каждом шаге расщепления расчет идет по явной формуле – методу бегущего счета.

После расчета поля потенциала скорости осуществляется расчет компонент вектора скорости потока на сторонах разностных ячеек:

$$\begin{aligned} u_{ij} &= \frac{P_{i,j} + P_{i-1,j}}{\Delta x}; \\ v_{ij} &= \frac{P_{i,j} + P_{i,j-1}}{\Delta y}. \end{aligned} \quad (4)$$

Перед началом численного интегрирования уравнения (3) задается поле потенциала скорости для «начального» момента фиктивного времени, например, можно положить $P_{ij} = 0$.

Процесс расчета заканчивается при выполнении условия

$$|P_{i,j}^{n+1} - P_{i,j}^n| \leq \varepsilon,$$

где $P_{i,j}^{n+1}$ – новое приближение величины потенциала скорости; $P_{i,j}^n$ – предыдущее значение величины потенциала скорости; ε – малое число (например, $\varepsilon \approx 0,001$).

Для численного интегрирования уравнения массопереноса используется попеременно – треугольная разностная схема [214,4]

Неизвестное значение концентрации примеси определяется в центре разностных ячеек.

Рассмотрим аппроксимацию производных, входящих в данное уравнение. Производную за временем аппроксимируем разделенной разностью «назад»:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \approx \frac{C_{ij}^{n+1} - C_{ij}^n}{\Delta t}.$$

Конвективные производные запишем в виде

$$\frac{\partial uC}{\partial x} = \frac{\partial u^+C}{\partial x} + \frac{\partial u^-C}{\partial x}; \quad \frac{\partial vC}{\partial y} = \frac{\partial v^+C}{\partial y} + \frac{\partial v^-C}{\partial y},$$

$$\text{где } u^+ = \frac{u + |u|}{2}; \quad u^- = \frac{u - |u|}{2}; \quad v^+ = \frac{v + |v|}{2}; \quad v^- = \frac{v - |v|}{2}.$$

Аппроксимируем конвективные производные разделенными разностями «против потока» на верхнем временном слое следующим образом:

$$\frac{\partial u^+C}{\partial x} \approx \frac{u_{i+1,j}^+ C_{ij}^{n+1} - u_{ij}^+ C_{i-1,j}^{n+1}}{\Delta x} = L_x^+ C^{n+1}$$

$$\begin{aligned}\frac{\partial u^- C}{\partial x} &\approx \frac{u_{i+1,j}^- C_{i+1,j}^{n+1} - u_{ij}^- C_{ij}^{n+1}}{\Delta x} = L_x^- C^{n+1}, \\ \frac{\partial v^+ C}{\partial y} &\approx \frac{v_{i,j+1}^+ C_{ij}^{n+1} - v_{ij}^+ C_{i,j-1}^{n+1}}{\Delta y} = L_y^+ C^{n+1}, \\ \frac{\partial v^- C}{\partial y} &\approx \frac{v_{i,j+1}^- C_{i,j+1}^{n+1} - v_{ij}^- C_{ij}^{n+1}}{\Delta y} = L_y^- C^{n+1}\end{aligned}$$

Компоненты скорости u определяются на вертикальных гранях разностных ячеек, а компоненты скорости v – на горизонтальных гранях по формулам (4). Индексы этих граней отвечают индексам ячеек, расположенных правее или выше соответствующей грани.

Для аппроксимации вторых производных используются такие зависимости:

$$\begin{aligned}\frac{\partial}{\partial x}(\mu_x \frac{\partial C}{\partial x}) &\approx \mu_x \frac{C_{i+1,j}^{n+1} - C_{ij}^{n+1}}{\Delta x^2} - \mu_x \frac{C_{ij}^{n+1} - C_{i-1,j}^{n+1}}{\Delta x^2} = M_{xx}^- C^{n+1} + M_{xx}^+ C^{n+1}; \\ \frac{\partial}{\partial y}(\mu_y \frac{\partial C}{\partial y}) &\approx \mu_y \frac{C_{i,j+1}^{n+1} - C_{ij}^{n+1}}{\Delta y^2} - \mu_y \frac{C_{ij}^{n+1} - C_{i,j-1}^{n+1}}{\Delta y^2} = M_{yy}^- C^{n+1} + M_{yy}^+ C^{n+1}.\end{aligned}$$

В данных зависимостях $L_x^+, L_x^-, L_y^+, L_y^-, M_{xx}^+, M_{xx}^-, M_{yy}^+, M_{yy}^-$ – условные обозначения разностных операторов. Используя эти обозначения, запишем разностную аппроксимацию уравнения переноса:

$$\begin{aligned}\frac{C_{ij}^{n+1} - C_{ij}^n}{\Delta t} + L_x^+ C^{n+1} + L_x^- C^{n+1} + L_y^+ C^{n+1} + L_y^- C^{n+1} + \sigma C_{ij}^{n+1} = \\ = (M_{xx}^+ C^{n+1} + L_{xx}^- C^{n+1} + L_{yy}^+ C^{n+1} + L_{yy}^- C^{n+1})\end{aligned}$$

Выполним расщепление полученного разностного уравнения на четыре разностных уравнения следующим образом:

- на первом шаге расщепления $k = \frac{1}{4}$:

$$\frac{C_{ij}^{n+k} - C_{ij}^n}{\Delta t} + \frac{1}{2}(L_x^+ C^k + L_y^+ C^k) + \frac{\sigma}{4} C_{ij}^k = \frac{1}{4}(M_{xx}^+ C^k + M_{xx}^- C^n + M_{yy}^+ C^k + M_{yy}^- C^n);$$

- на втором шаге расщепления $k = n + \frac{1}{2}$; $c = n + \frac{1}{4}$:

$$\begin{aligned}\frac{C_{ij}^k - C_{ij}^c}{\Delta t} + \frac{1}{2}(L_x^- C^k + L_y^- C^k) + \frac{\sigma}{4} C_{ij}^k = \\ = \frac{1}{4}(M_{xx}^- C^k + M_{xx}^+ C^c + M_{yy}^- C^k + M_{yy}^+ C^c)\end{aligned}$$

- на третьем шаге расщепления $k = n + \frac{3}{4}$; $c = n + \frac{1}{2}$:

$$\frac{C_{ij}^k - C_{ij}^c}{\Delta t} + \frac{1}{2}(L_x^+ C^k + L_y^+ C^k) + \frac{\sigma}{4} C_{ij}^k = \frac{1}{4}(M_{xx}^- C^c + M_{xx}^+ C^k + M_{yy}^- C^k + M_{yy}^+ C^c);$$

– на четвертом шаге расщепления $k = n + 1$; $c = n + \frac{3}{4}$:

$$\frac{C_{ij}^k - C_{ij}^c}{\Delta t} + \frac{1}{2}(L_x^- C^k + L_y^+ C^k) + \frac{\sigma}{4} C_{ij}^k = \frac{1}{4}(M_{xx}^- C^k + M_{xx}^+ C^c + M_{yy}^- C^c + M_{yy}^+ C^k)$$

На каждом шаге расщепления шаблон разностных уравнений имеет треугольную форму на верхнем временном слое, поэтому неизвестное значение функции C можно найти по методу «бегущего счета».

Список литературы

1. Поляков Ю. С. Неравномерное осаждение частиц внутри полупроницаемых мембран [Текст] / Ю. С. Поляков // Теоретические основы химической технологии. – 2008. – Т. 42, N 1. – С. 80-87.
 2. Лойцянский Л. Г. Механика жидкости и газа / Лойцянский Л. Г. – М.: Наука, 1978. – 735 с.
 3. Самарский А. А. Теория разностных схем / Самарский А. А. – М.: Наука, 1983. – 616 с.
 4. Численное моделирование распространения загрязнения в окружающей среде / М. З. Згуровский, В. В. Скопецкий, В. К. Хрущ, Н. Н. Беляев. – К.: Наук. думка, 1997. – 368 с.
- УДК 628.168.3

Надійшло до редакції 15.11.2015

УДК 628.168.3

Н.П. НЕЧИТАЙЛО, кандидат технических наук

Е.Н. КОСЮК, аспирант

Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры

РЕАГЕНТНАЯ ОБРАБОТКА ВОДЫ В ОБОРОТНЫХ СИСТЕМАХ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Вивчено вплив фосфоровмісних комплексонів на відкладення малорозчинних солей і корозійних утворень. Досліджена ефективність використання біоцидів неокислювального типу.

Ключові слова: корозія, солі, біоциди, зворотні системи водопостачання.

Изучено влияние фосфорсодержащих комплексонив на отложения малорастворимых солей и коррозионных образований. Исследована эффективность применения биоцидов неокислительного типа.

Ключевые слова: коррозия, соли, биоциды, оборотные системы водоснабжения.

There have been studied an effect of phosphorus-containing complexones at the sediments of sparingly soluble salts and corrosion formations in the article. The efficiency of the use of non-oxidizing biocides type.

Key words: corrosion, salt, biocides, circulating water system.

Коррозия оборудования, отложения малорастворимых соединений и биологическое обрастание – три взаимосвязанных проблемы, возникающие при эксплуатации оборотных систем охлаждения. В том случае, когда продувки не обеспечивают поддержание оптимального водно-химического баланса (сухой остаток 750...1450 мг/л, хлориды не более 200 мг/л, сульфаты не более 200 мг/л, водородный показатель 8,5...9,5 [1]) необходимо применять соответствующую химическую обработку воды. В качестве ингибиторов коррозии и накипеобразования могут применяться различные соединения способные к адсорбции или же к встраиванию в поверхностный слой кристаллов солей жесткости с образованием прочных поверхностных комплексов. Большое практическое применение в качестве ингибиторов роста кристаллов получили комплексы фосфоновых кислот с цинком.

Однако ужесточение экологических требований к ингибиторам приводит к необходимости создания реагентов, обладающих наибольшей эффективностью при минимальных концентрациях [2,3].

Долгое время в качестве ингибиторов коррозии и накипеобразования применяли соединения на основе фосфатов. Автор [3] первым обнаружил, что добавление к воде малых концентраций полифосфатов предотвращает осаждение карбонатов кальция и тормозит кинетику коррозионных процессов. Однако рост концентраций фосфатов нарушает биологическое равновесие, приводит к резкому повышению биопродуктивности водорослей. Так, один грамм триполифосфата натрия стимулирует образование 5...10 килограммов водорослей [4]. Аналогами ингибиторов коррозии и накипеобразования на основе фосфатов являются комплексоны. Более 50 лет для отмывки и ингибирования теплотехнического оборудования от коррозионных образований и отложений малорастворимых солей применяются комплексоны класса полиаминополикарбоновых кислот и композиций на их основе [5].

В последние годы все большее распространение находят комплексоны, содержащие фосфоновую группу. Фосфонаты лишены основных недостатков фосфатов: низкой эффективности и высокой биоусвояемости [4]. Следует отметить, что фосфонаты способны не только предотвращать накипеобразование и коррозию, но и удалять уже образовавшиеся отложения.

Так, оксиэтилидендифосфоновая кислота (ОЭДФ) и аминотриметиленфосфоновая кислота (АТМФ) активно применяются для предотвращения и удаления накипи в теплообменных и охлаждающих системах.

Удаление накипи и продуктов коррозии объясняется созданием в порах адсорбционных слоев фосфонатов. Под влиянием колебаний давления и градиентов температур, возникающих при эксплуатации систем, происходит разрушение кристаллических отложений и коррозионных повреждений, и, как следствие, превращение их в суспензию, которая легко удаляется из системы.

По результатам многочисленных испытаний растворов ОЭДФ для растворения отложений карбонатного типа были найдены условия, обеспечивающие максимально эффективные показатели по удалению накипи: исходная концентрация 30...40 мг/л, температура раствора 60...70°C. Следует подчеркнуть, что концентрация ОЭДФ не должна снижаться ниже 25...30 мг/л, так как это может привести к образованию осадка и значительно замедлить процесс удаления накипи [6].

Особенностью ОЭДФ и АТМФ является то, что они обладают эффектом стехиометрии, то есть в небольших дозах тормозят образование твердой фазы [7]. 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.

Среди недостатков ОЭДФ и АТМФ следует отметить их нестабильность в гипохлоридных средах. По этой причине для предотвращения биологического обрастания оборудования оборотных систем охлаждения 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 [8]. Микроорганизмы погибают в результате разрушения внутренних компонентов клетки. Неокислительные биоциды менее токсичны и коррозионно активны. Сорбируясь на поверхности клетки, они нарушают обмен веществ и вызывают тем самым гибель микроорганизмов.

Наибольшее распространение в последние годы получили биоциды на основе полигексаметиленгуанидина (ПГМГ) [9]. По сравнению с другими биоцидами неокислительного действия (2,2-дибромо-3-нитрилпропионамид ДБНПА при pH воды выше 9,5 разлагается, что приводит к повышению его дозировки и времени контакта; изотиазолины малоактивны по отношению к биопленке [8]) ПГМГ более стабилен при повышенном pH, обладает пролонгирующим действием, имеет низкий токсико-экологический эффект (III-ий класс опасности по ГОСТ 12.1.007).

Таблица 1

Эффективность действия биоцида на основе ПГМГ по снижению общего микробного числа (ОМЧ) в испытываемой среде охлаждающей воды [11]

Доза по основному веществу, мг/л	Снижение ОМЧ, %		
	Через 3 часа	Через 24 часа	Через 48 часов
1	74,0	75,0	90,0
5	99,0	99,7	96,7
10	93,1	99,2	99,5

ПГМГ обладает также антикоррозионными свойствами, так как способен образовывать комплексы с катионами металла, первичными продуктами гидролиза, а также образует тонкую полимерную пленку.

Разработки композиций реагентов на основе фосфоновых кислот и ПГМГ на сегодняшний день является актуальными по ряду следующих причин:

- применение данных соединений позволяет снизить число дозирующей аппаратуры;
- усиление антикоррозионных свойств за счет ПГМГ уменьшает концентрации фосфоновых кислот, что влечет за собой изменение себестоимости реагента;
- отсутствие шоковых дозировок (за исключением первоначального ввода реагента) исключает риск засорения системы отмершими водорослями.

Список литературы

1. *Водоподготовка*: Справочник. /Под ред. д.т.н., действительного члена Академии промышленной экологии С.Е. Беликова. М.: Аква-Терм, 2007. – 240 с.
2. *Предотвращение* солеотложений, коррозии и биообрастаний в системах оборотного водоснабжения, Тарасова С.А. / Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук.
3. *Розенфельд И.Л.* Ингибиторы коррозии. – М.: Химия, 1977. – 350 с.
4. *Андрусишина Т.А.* Берегись фосфаты // «Вода и водоочистные технологии», №5 (55). – 2012.
5. *Маклакова В.П., Б.И.Бихман Б.И., Кузнецова Л.Л.* //Химические реактивы и особо чистые вещества: Тр. ИРЕА. – М.,1983.
6. *Дятлова Н.М., Терехин С.Н., Маклакова В.П. и др.*//Применение комплексонов для отмывки и ингибирования солеотложения в различных энерго- и теплосистемах. – М.:НИИТЭХИМ, 1986. – С.34-44.
7. *Дятлова Н.М., Темкина В.Я., Попов К.И..* Комплексоны и комплексонаты металлов – М.: Химия, 1988. – 544 с.
8. *Сусь М.И.* Биоциды разные нужны, «Вода и водоочистные технологии», №3 (63). – 2012.

9. *Исследование проблем биокоррозии и биообрастаний в системах оборотного водоснабжения и технологии их предотвращения*, Хасанова Д.И., V научно-практическая Конференция «Современные методы водоподготовки и защиты оборудования от коррозии и накипеобразования». // Сборник докладов, 29-30 октября 2013 г., г. Москва, «Экспоцентр».

Надійшло до редакції 14.11.2015

УДК628.1

В.В.НОР, аспірант

Т.П.ХОМУТЕЦЬКА, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ЧАСТОТНОГО РЕГУЛЮВАННЯ НАСОСІВ В СИСТЕМАХ ВОДОПОСТАЧАННЯ

Розглянуто методи регулювання потоку в системах водопостачання, схеми та особливості застосування перетворювача частоти, досліджено ефективність частотного регулювання насосів на водопровідних насосних станціях Чернігова.

Ключові слова: система водопостачання, насосна станція, частотне регулювання, енергоефективність.

Рассмотрены методы регулирования потока в системах водоснабжения, схемы и особенности применения преобразователя частоты, исследована эффективность частотного регулирования насосов на водопроводных насосных станциях Чернигова.

Ключевые слова: система водоснабжения, насосная станция, частотное регулирование, энергоэффективность.

The article contains methods of flow regulation in water supply systems, circuits and features of frequency converter, studies the efficiency of frequency regulation pumps for water pumping stations in Chernigov.

Key words: water supply system, pumping station, frequency regulation, energy efficiency.

Одним з найважливіших завдань комунальних підприємств водопостачання в умовах невинного зростання цін на електроенергію є забезпечення енергоощадної роботи споруд водопровідної системи, насамперед, насосних станцій, функціонування яких вимагає значних експлуатаційних витрат.

Діючим системам водопостачання в Україні притаманна велика зношеність споруд і обладнання, що давно відпрацювали свій

експлуатаційний період і вимагають реконструкції чи заміни. На насосних станціях і досі використовуються застарілі енергоємні насосні агрегати, які в умовах існуючої тенденції до зниження водоспоживання в населених пунктах працюють поза зоною їх рекомендованого застосування, тобто з низькими ККД, що збільшує показники питомої витрати електроенергії на подачу води. Особливо складні ситуації виникають при роботі безбаштової водопровідної мережі при зниженні водорозбору, коли в системі створюються значні надлишкові тиски, що, окрім перевитрати електроенергії, призводить ще й до зростання числа аварій через велику зношеність інженерних комунікацій, втрат води через негерметичність стиків, матеріальним і моральним збиткам.

Для поліпшення ситуації застосовують різні методи регулювання подачі води. Наприклад, його здійснюють за допомогою байпасів, вихрових та дросельних клапанів, шляхом вмикання і вимикання різної кількості насосів (переривчасте регулювання). Проте, жоден з вище перерахованих методів регулювання витрати рідини не в змозі забезпечити оптимальну роботу електроприводу у поєднанні з підтримкою необхідного тиску в трубопроводі та ефективною витратою електроенергії. Єдиним існуючим способом для одночасного досягнення цих цілей є регулювання шляхом зміни числа обертів валу електроприводу (частотне регулювання). На рис. 1 наведено характеристики одного і того ж електродвигуна насоса, що працює в системі, яка регулюється різними способами [1]. Як бачимо, лише частотне регулювання здатне забезпечити мінімальну потужність двигуна при мінімальній витраті води.

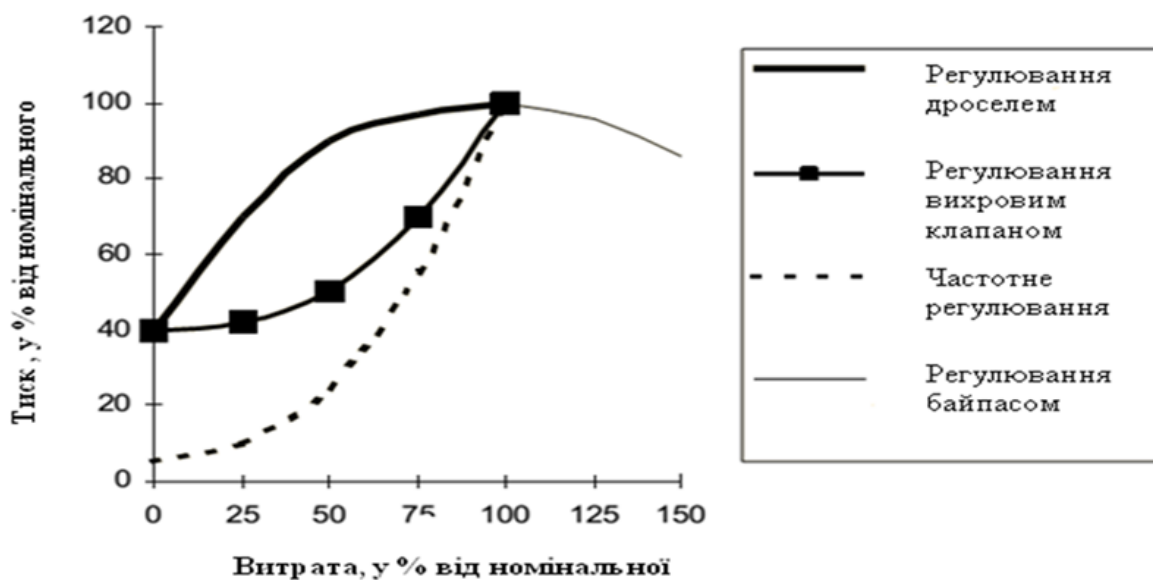


Рис .1. Характеристики електродвигуна при різних способах регулювання подачі води

Електроенергія, що витрачається на підтримку потужності електроприводу, тим менше, чим вище ККД. Регулювання методом зміни швидкості обертання валу електроприводу за рахунок зміни числа обертів

забезпечує необхідну величину тиску в мережі без будь-якого зниження ККД електроприводу.

Для регулювання швидкості асинхронного електроприводу можуть застосовуватися два типи пристроїв: механічні варіатори та перетворювачі частоти, які відрізняються принципами і особливостями використання.

Для плавного безступінчатого регулювання швидкості обертання валу асинхронного двигуна використовують перетворювачі частоти. Регулювання та управління швидкістю обертання валу тут здійснюється за допомогою зміни частоти і амплітуди трифазної напруги, що подається на двигун. Більшість сучасних перетворювачів частоти побудовано за схемою подвійного перетворення, що складається з наступних основних частин: ланки постійного струму; силового трифазного імпульсного інвертора; системи керування (рис. 2).

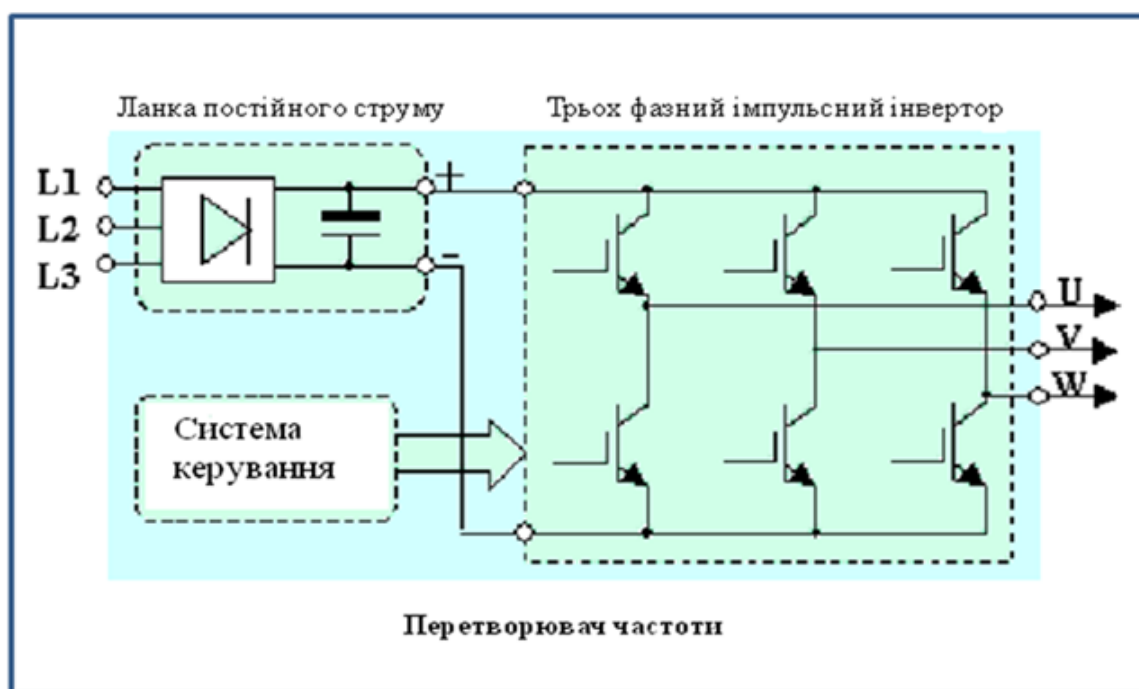


Рис. 2. Схема перетворювача частоти

Ланка постійного струму складається з некерованого випрямляча і фільтра. Змінна напруга живлячої мережі (L1, L2, L3) перетворюється в ньому в напругу постійного струму (+, -). *Силовий трифазний імпульсний інвертор* складається з шести транзисторних ключів, сполучених за приведеною схемою. Кожна обмотка двигуна під'єднується через відповідний ключ до позитивного і негативного полюса ланки постійного струму. Інвертор здійснює перетворення напруги постійного струму в трифазну змінну напругу змінної частоти і амплітуди (U, V, W), що управляє двигуном. *Система керування* здійснює управління силовим інвертором, імпульсно прикладаючи до обмоток двигуна напругу ланки постійного струму таким чином, що ефект виявляється практично еквівалентний прикладанню синусоїдальної напруги, необхідної частоти і амплітуди [1].

На сьогоднішній день перетворювач частоти – це малогабаритний пристрій на сучасній напівпровідниковій базі, керований вбудованим мікропроцесором. Він може не лише змінювати частоту обертання двигуна, але і відстежує його справність. Частотний перетворювач легко працює з будь-якою системою управління технологічним процесом, його програмування просте і інтуїтивно зрозуміле, обслуговування не становить особливої складності.

При з'єднанні перетворювача частоти з витратоміром система підтримує витрату з точністю до долі відсотка. При цьому зникають небажані явища, такі як стрибки напруги, гідравлічні удари, не руйнуються обмотки двигуна від ривків, пуск здійснюється плавно. Найголовніше – двигун витрачає рівно стільки енергії, скільки йому необхідно для забезпечення заданих показників технологічного процесу (тиск і витрата води). Необхідна інформація про тиск в мережі поступає в блок перетворювача частоти від спеціального датчика, встановленого на трубопроводі за працюючим насосом, після чого перетворювач змінює частоту, що подається на двигун, і відповідно його робочі характеристики [1]. У загальному вигляді схему підключення перетворювача частоти представлено на рис. 3.

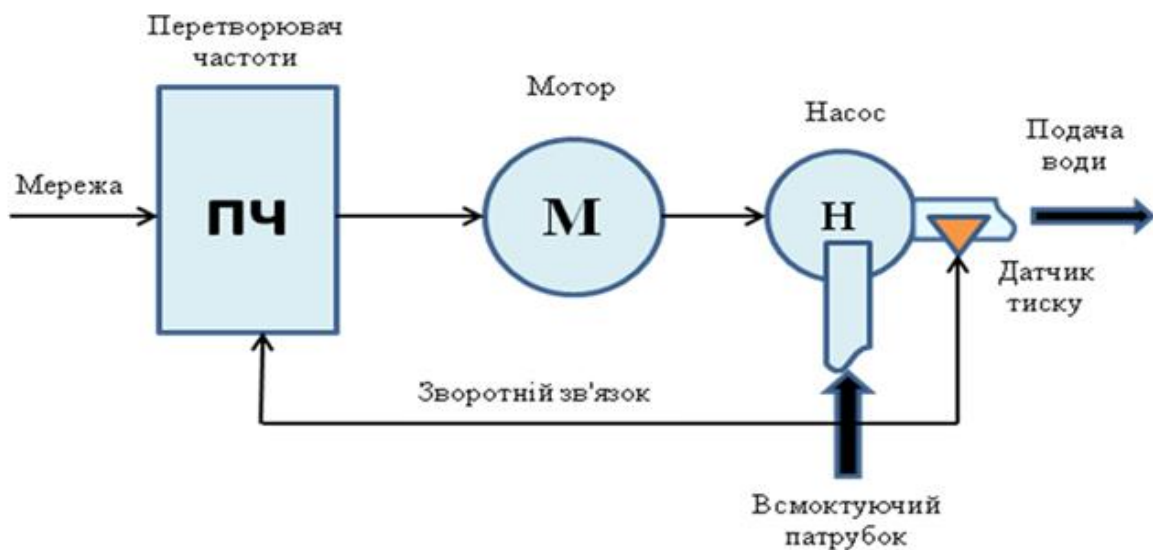


Рис.3. Схема підключення перетворювача частоти

Повний захист шафи, в якій розташований перетворювач, від пилу і вологи дозволяє встановлювати подібні системи в найтяжчих умовах і екстремальних робочих середовищах. Необхідні для безступінчатого регулювання складові елементи об'єднані в корпусі перетворювача частоти, який може бути встановлений незалежно від місця розташування самого приводу в будь-якому досяжному місці. Не зважаючи на малі розміри, сучасні перетворювачі частоти характеризуються широкими експлуатаційними можливостями, що дають змогу вирішувати більшість управлінських завдань.

Перетворювач, налагоджений при пуску, не вимагає в подальшому кваліфікованого обслуговування. Для виключення несанкціонованого

втручання в налаштування існує спеціальний параметр, що забороняє всі зміни (у більшості виробників). Перетворювачі можуть стикуватися з промисловими інформаційними мережами (Profibus/dp, Device Net, Cc-link), що дає можливість інтегрувати перетворювачі у вже існуючі системи автоматизації та регулювати будь-який зовнішній параметр, поставлений в залежність від швидкості обертання двигуна: тиск насоса, витрату, температуру в системах вентиляції тощо.

У водопровідних системах використання частотних перетворювачів дозволяє:

- економити електроенергію за рахунок роботи електроприводу залежно від реального водоспоживання;
- зменшити втрати води, пов'язані з надлишковим тиском;
- знизити витрати на профілактичний і капітальний ремонт споруд і устаткування (як електроприводів і насосів, так і трубопроводів).

Досвід впровадження та експлуатації перетворювачів частоти на водопровідних станціях Москви, Новосибірська та Рязані підтверджує ефективність їх застосування: в системі водопостачання цих міст зменшилась кількість спожитої електроенергії; оптимізовано режими роботи водопровідної мережі; зменшились втрати води; збільшився ресурс роботи основного обладнання; зменшилась кількість проривів на водопровідній мережі [1].

В Україні подібні дослідження проводили на КП "Чернігівводоканал", які показали наступне. Найвагомішу частку у складі собівартості води на підприємстві становлять затрати за споживану електроенергію, тому невпинне зростання цін на енергоресурси призводить до збільшення собівартості води та підвищення тарифів. Зменшити енергоспоживання на насосних станціях, усунути надлишкові напори та знизити аварійність водопровідних мереж можна завдяки частотного регулювання насосів та оптимізації режимів роботи взаємодіючих споруд системи протягом доби.

Дослідити ефективність частотного регулювання насосів можливо шляхом математичного моделювання роботи системи водопостачання міста та аналізу різних варіантів експлуатації регульованих та нерегульованих насосів.

У Чернігові подача води в безбаштову водопровідну мережу здійснюється одночасно кількома насосними станціями. При такій схемі повинні виконуватись два закони фізики – закон збереження енергії та закон збереження маси. Протягом доби водоспоживання змінюється і подача води від кожної насосної станції встановлюється таким чином, щоб забезпечити виконання цих законів. П'єзометрична поверхня при цьому залежить від напорів, які створюють насосні станції в даний момент часу. Розподіл води між насосними станціями відбувається автоматично та залежить від їхньої потужності, місця розташування, а також гідравлічних характеристик водопровідних мереж.

Математичне моделювання сумісної роботи водопровідних споруд дозволяє аналізувати різні можливі варіанти експлуатації системи водопостачання та встановити оптимальний розподіл навантаження між

насосними станціями протягом доби при зміні водоспоживання. Для цього запропоновано методику розрахунку споживаної потужності регульованих і нерегульованих насосів, які працюють одиночно і в групі, а також залежності з визначення необхідної частоти обертів регульованого насоса для усунення надлишкового напору в мережі [2-5].

Дослідження, проведені на чотирьох ВНС м. Чернігова, показали, що частотне регулювання насосів дає змогу скоротити споживання електроенергії в середньому на 25-30%, на стільки ж зменшуються і середні питомі витрати електроенергії на подачу 1 м³ води. Порівняння економічних показників роботи насосних станцій з регульованими та нерегульованими насосами (рис.4) свідчить, що застосування частотних перетворювачів дозволяє зменшити загальне річне енергоспоживання в системі на 651 тис. кВт.год/рік та заощадити значні кошти експлуатаційних витрат комунального підприємства.

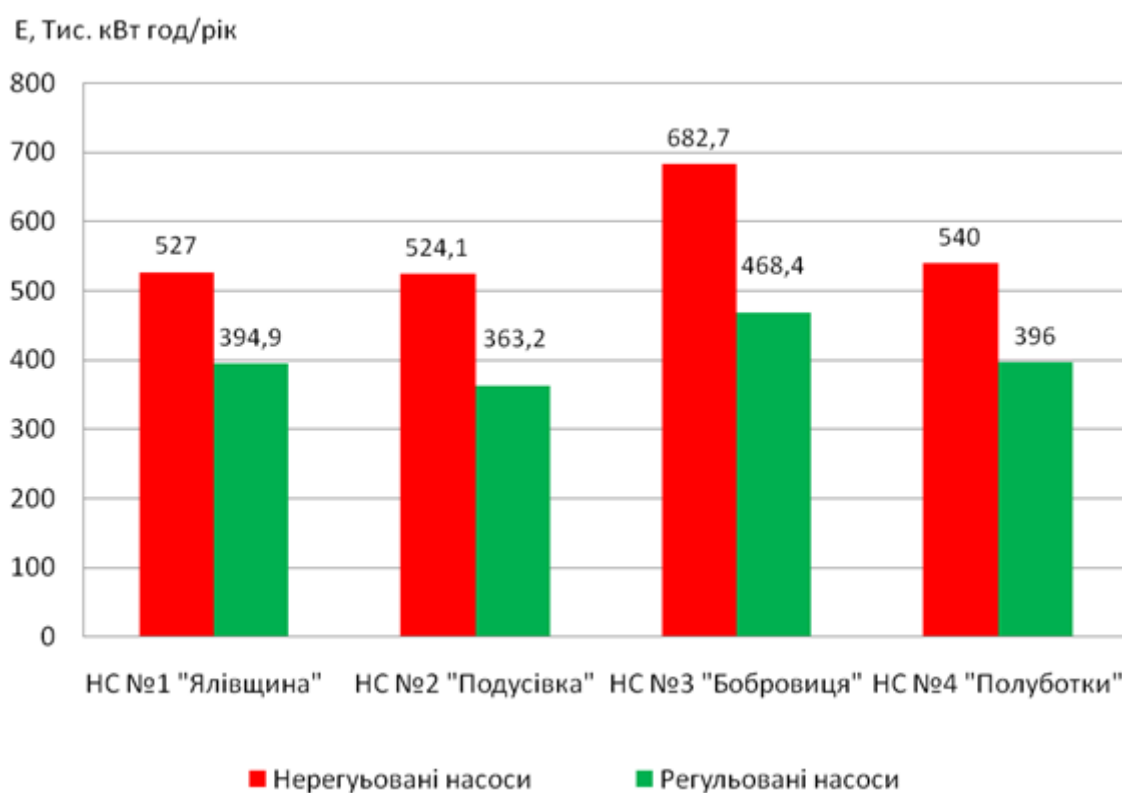


Рис. 4. Річне споживання електроенергії на ВНС м. Чернігова при роботі регульованих і нерегульованих насосів

Висновок

Вартість спожитої електроенергії становить одну з головних складових, що формують собівартість води на підприємствах водопостачання, тому актуальними є заходи, спрямовані на зменшення енергоспоживання. Забезпечити оптимальну роботу насосної станції при поєднанні вимог підтримки потрібного тиску в мережі та ефективної витрати електроенергії можна лише шляхом зміни числа обертів валу електроприводу. Для плавного безступінчатого регулювання швидкості обертання валу асинхронного двигуна застосовують перетворювачі частоти, які забезпечують економію

електроенергії за рахунок роботи електроприводу насоса залежно від реального водоспоживання, сприяють зниженню втрат води, пов'язаних з надлишковим тиском, а також витрат, спрямованих на профілактичний і капітальний ремонт споруд і устаткування. Методика розрахунку показників роботи насосних станцій і безбаштової водопровідної мережі дає можливість визначати споживану потужність регульованих і нерегульованих насів, питому витрату електроенергії на подачу води та добові витрати електроенергії при різних можливих варіантах роботи встановлених насосів, що дозволяє оптимізувати роботу насосної станції, забезпечуючи мінімальне добове енергоспоживання системи. Порівняння економічних показників роботи ВНС Чернігова з регульованими та нерегульованими насосами свідчить, що застосування частотних перетворювачів дає можливість зменшити загальне річне енергоспоживання в системі на 651 тис. кВт.год/рік, що складає 28,6%, та заощадити значні експлуатаційні кошти комунального підприємства.

Список літератури

1. *Внедрение преобразователей частоты на насосных станциях. Технико-экономическое обоснование* / ЗАО «Комбарко», Москва, 2008. – 37с.
2. *Хоружий П.Д.* Расчет гидравлического взаимодействия водопроводных сооружений. – Львов: Вища школа, изд-во при Львов. ун-те, 1983. – 152 с.
3. *Хомутецька Т.П.* Методика оптимізації роботи насосних станцій і безбаштової водопровідної мережі (на прикладі Чернігівського водопроводу) / Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури: наук. видання, 2012. – Вип.48. – С. 215-229.
4. *Шкінь О.М., Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П.* Шляхи енергозбереження в системах господарсько-питного водопостачання на прикладі Чернігівського водопроводу / Водне господарство України, № 2 (104), 2013. – С. 18-22.
5. *Хомутецкая Т.П.* Энергосберегающие технологии в системах подачи и распределения воды / Сб. научных трудов "Современные энерго- и ресурсосберегающие, экологически устойчивые технологии и системы сельскохозяйственного производства". – Рязань, 2013. – № 10. – С. 246-252.

Надійшло до редакції 25.09.2015

О.П. ОЛЕКСАНДРЕНКО, магістр

Г.М. КОЧЕТОВ, доктор технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

УДОСКОНАЛЕННЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ХРОМУ МЕТОДОМ ФЕРИТИЗАЦІЇ

Вивчено вплив співвідношення Cr/Fe на процес феритної очистки стічних вод від сполук хрому. Якість очищеної води дозволяє використовувати її в оборотній системі водопостачання гальванічних виробництв. Проведено фізико-хімічні дослідження осаду, який отримано в результаті водоочищення.

Ключові слова: очищення води, феритизація, хром, осад.

Исследовано влияние соотношения Cr/Fe на процесс ферритной очистки сточных вод от соединений хрома. Качество очищенной воды позволяет использовать ее в оборотной системе водоснабжения гальванических производств. Проведены физико-химические исследования осадка, полученного в результате водоочистки.

Ключевые слова: очистка воды, ферритизация, хром, осадок.

Influence of ratio concentration Cr/Fe on ferritisaion process for chromium-containing wastewater is studied. The quality of treated water allows to use it in recycled water supply systems of electroplating facilities. Physico-chemical properties for sediment obtained after wastewater treatment are studied.

Key words: wastewater treatment, ferritisation, chromium, sediment.

Стічні води гальванічних виробництв містять токсичні іони важких металів – заліза, міді, цинку, хрому, нікелю та ін. Потрапляння у водойми без належного ступеня очистки таких небезпечних для довкілля стічних вод, як розбавлених (промивних), так і концентрованих (відпрацьованих електролітів, елюатів іонообмінних фільтрів), призводить до порушень природних біологічних процесів та зниження якості природних вод. Це, в свою чергу, погіршує здоров'я людей, а також спричиняє економічні збитки країні за рахунок втрати цінних кольорових металів. У наш час в Україні діють більш ніж 3000 гальванічних підприємств. Орієнтовний об'єм стічних вод в цих виробництвах в країні сягає понад 500 млн.м³ на рік. Рівень регенерації важких металів та очищеної води становить не більше 10%, тоді як у країнах Західної Європи він сягає 97...98% [1]. Тому підвищення екологічної безпеки за рахунок впровадження вискооефективного очисного обладнання, розробка

маловідходних енергоефективних технологій із замкненими системами ресурсообігу є пріоритетним напрямком розвитку українських промислових підприємств.

Останнім часом для комплексної переробки стічних вод гальванічних виробництв операції з нанесення певних металічних покриттів намагаються виділити в окрему лінію, наприклад, лінію хромування. При цьому з'являється можливість створення локальних систем ефективної очистки стічних вод безпосередньо на ділянці хромування.

Особлива увага на сучасних промислових підприємствах приділяється очистці води від сполук шестивалентного хрому, оскільки вони відносяться до першого класу небезпеки. Токсичність хрому (VI) проявляється в пригніченні росту, гальмуванні метаболічних процесів у вигляді генетичних, гонадотропних, ембріотропних змін, крім того, сполуки хрому відносяться до групи високого канцерогенного ризику. Тому головним завданням є переведення хрому (VI) у менш токсичний хром (III). Як правило, очистка стічних вод, які містять сполуки шестивалентного хрому (хромати), за допомогою хімічних реагентів зазвичай здійснюється в дві стадії. На першій – відбувається хімічне відновлення шестивалентного хрому в тривалентну форму; на другій – його осадження, як правило, у вигляді гідроксиду хрому(III) [1]. В результаті із недостатньо очищеними гальваностоками в природні водні об'єкти України щороку потрапляє суттєва кількість високотоксичного, і водночас цінного металу – хрому, що призводить до значних економічних збитків. Використання великих доз реагентів приводить до збільшення сольового складу очищених стічних вод, що унеможлиблює їх використання в системах оборотного водопостачання підприємств без подальшої очистки. Об'ємні осади, які утворюються в результаті реагентної очистки стічних вод, погано зневоднюються. Це суттєво ускладнює та здорожує їх подальшу утилізацію. Тому, розробка комплексної ресурсозберігаючої переробки стічних вод, які містять сполуки хрому, є перспективним напрямком вдосконалення екобезпеки гальванічних виробництв. Така переробка передбачає досягнення як потрібного ефекту очистки промислових стічних вод з ефективним вилученням хрому, так і зменшення дози реагентів та кількості осаду, що отримується внаслідок очищення стічної води.

Саме такою технологією є феритизаційна очистка стічних вод лінії хромування. Її застосування є перспективним з огляду на те, що ці стічні води одночасно містять сполуки хрому і феруму. Використання цього методу дозволяє отримати практично нерозчинний осад внаслідок співосадження іонів Cr^{3+} та Fe^{2+} лужним реагентом та подальшого часткового окислення Fe (II) в (III). При цьому досягається тісний контакт частинок гідроксидів, що сприяє утворенню упорядкованої кристалічної структури феритного осаду, який містить хром (III). Найбільш економічно та екологічно прийнятним окисником двовалентного заліза є кисень повітря.

Феритний метод забезпечує високий ступінь очистки води, що дозволяє повторно використовувати її у виробництві. При цьому утворюється інертний екологічно безпечний осад, який легко видаляється за допомогою магнітних

фільтрів. Отриманий осад може бути використаний у вигляді феромагнітних речовин, які в промисловості отримують досить енергоємним методом.

Відомо, що головними чинниками, які визначають перебіг процесу феритизації, є значення рН, концентрації компонентів розчину, температури процесу, співвідношення концентрацій іонів заліза та інших важких металів [2]. Слід зазначити, що дані про вплив співвідношення концентрацій іонів феруму та хрому на процес очищення стічної води, також на якість отриманих осадів в літературних джерелах вкрай обмежені. Виходячи з цього, метою цієї роботи є проведення експериментальних досліджень з визначення впливу співвідношення вихідних концентрацій іонів хрому і феруму на процес комплексної очистки промивних стічних вод гальванічних виробництв методом феритизації.

Методика експерименту. Для дослідження використовувались модельні розчини. Вони за своїм складом і концентрацією відповідають промивній стічній воді лінії хромування, яка містить від 20 до 100 мг/л іонів Cr^{6+} . Для цього солі $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ і $\text{Na}_2\text{CrO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ марки «х.ч.» розчиняли у дистильованій воді. Процес феритизації проводився на установці, яка була розроблена нами (рис. 1).

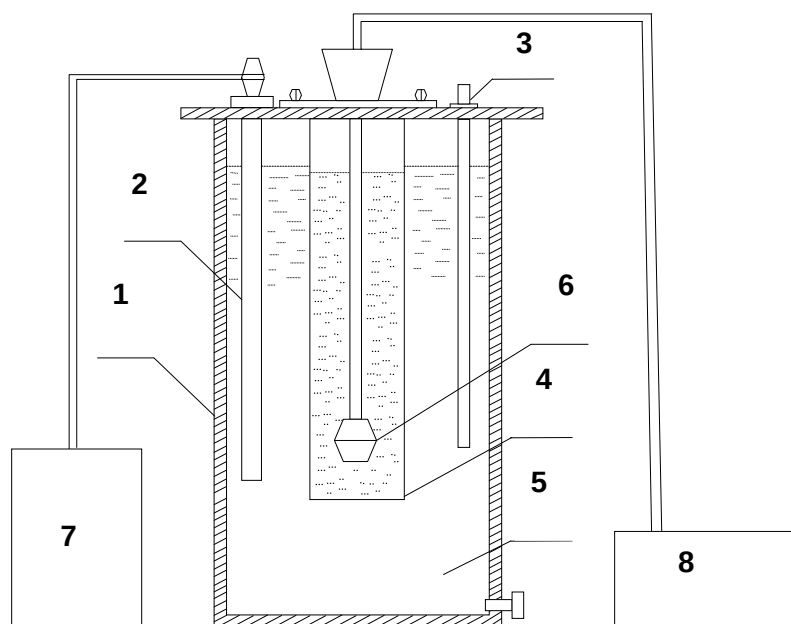


Рис. 1. Лабораторна установка очистки стічних вод феритизацією:

- 1 – корпус термостата; 2 – ТЕН; 3 – термометр; 4 – циліндр з розчином;
5 – вода; 6 – система розподілу повітря; 7 – реостат РПШ -5; 8 – компресор.

Шість серій дослідів виконувались при наступних параметрах: змінних (співвідношенні концентрацій $\text{Fe}^{2+}/\text{Cr}^{6+}$ – 4; 6; 8; 10; 12; 15) та незмінних ($\text{pH} = 9,5$; $T = 70^\circ\text{C}$; $t = 15$ хв.). Для досягнення вказаного значення рН реакційної суміші при постійному перемішуванні додавався 10% розчин NaOH . Отриманий осад після феритизації ущільнювався протягом доби в звичайних умовах. Якість обробки стічних вод контролювали за ступенем її очистки, розрахунок якого здійснювався за формулою:

$$\alpha = (C_{\text{вих}} - C_{\text{зал}}) \cdot 100\% / C_{\text{вих}}$$

де $C_{\text{вих}}$ – вихідна концентрація іонів хрому у стічній воді, мг/л; $C_{\text{зал}}$ – залишкова концентрація іонів нікелю у стічній воді, мг/л.

Значення рН розчину вимірювався мілівольтметром рН-150 МА. Залишкові концентрації іонів заліза і хрому в очищеній стічній воді визначали на атомно-абсорбційному полум'яному спектрофотометрі «Сатурн-2». Структурний аналіз отриманих осадів проводили методом порошкової рентгенівської дифракції з покроковим режимом у Cu-K_α випромінюванні на дифрактометрі ДРОН-3М з графітовим монохроматором. Крок сканування становив $0,05^\circ$ в діапазоні кутів 2θ від 20° до 90° . Порошкові дифрактограми розшифровували за допомогою довідкових карт ICCD PDF2+ – 2003 (The International Centre for Diffraction Data) та програмного забезпечення Match V.1.9a (Crystal Impact).

Результати та їх обговорення. В табл. 1 наведені результати досліджень впливу співвідношення концентрацій іонів феруму та хрому в вихідному розчині ($Z = C_{\text{Fe}}/C_{\text{Cr}}$) на залишкову концентрацію іонів в очищеній воді. Як видно із даних цієї таблиці, із підвищенням співвідношення Z відбувається поступове зменшення залишкової концентрації як заліза, так і хрому. Результати серій дослідів №3-6, в яких співвідношення іонів ферум/хром свідчать про те, що воду, яка очищена феритним методом, можна використовувати в оборотній системі водопостачання гальванічних виробництв для операцій промивання деталей і для приготування електролітів відповідно до ГОСТ-ів 9.314-90 та 9.314-90 [3].

Таблиця 1

Результати очистки модельних розчинів стічних вод, які містять іони хрому

№ серії дослідів	Співвідношення Z	Концентрація, мг/л											Ступінь очистки, %	
		До очистки	Після очистки			ГДК для гальванічного виробництва								
						1 кат. ГОСТ 9.314			2 кат. ГОСТ 9. 314					
						Fe ²⁺	Cr ⁶⁺	Fe ²⁺	Cr ³⁺	Cr ⁶⁺	Fe ²⁺	Cr ³⁺	Cr ⁶⁺	Fe ²⁺
1	4:1	200	50	0,92	0,27	-	0,3	5	-	0,1	1,0	-	99,54	99,46
2	6:1	300		0,57	0,19	-							99,81	99,62
3	8:1	400		0,1	0,045	-							99,97	99,91
4	10:1	500		0,09	0,04	-							99,98	99,92
5	12:1	600		0,08	0,02	-							99,99	99,96
6	15:1	750		0,06	0,018	-							99,99	99,96

В процесі феритизації в розчині формувалась чорна дисперсна суспензія із наступним утворенням кристалічних осадів, які мають невеликий об'єм і щільну структуру. В табл.2 наведені результати досліджень, які показують, як зміна співвідношення Z може впливати на об'єм отриманих

осадів в досліджуваних зразках. Як можна побачити з даних табл.1 при Z (8:1), (10:1), (12:1) (15:1) утворюються достатньо щільні осади, які після висушування мають чорне забарвлення. Треба зазначити, що при зменшенні Z (6:1) уповільнюється процес осадження, а висушений осад має чорно-коричневе забарвлення. Як свідчать дані табл. 1, об'єм кристалічних осадів, які отримані при феритній очистці води в 1,5...2 рази менший в порівнянні з осадами звичайної реагентної очистки [4].

Таблиця 2

Залежність об'єму осаду від співвідношення іонів заліза і хрому

№ серії дослідів	Співвідношення Z	Концентрація Cr, мг/л	pH	V ос. ,%
1	4:1	50	9,5	3
2	6:1			4
3	8:1			4,5
4	10:1			5
5	12:1			7,5
6	15:1			8

Структурні дослідження отриманого в процесі феритизації осаду свідчать про високу кристалічність зразка: на рентгенівській дифрактограмі виявлені інтенсивні вузькі піки в області кутів 2θ від 18° до 63° (рис. 2а). Ідентифікація фаз отриманого зразка показала, що осад складається з двох фаз (рис. 2б): хромату феруму (FeCr_2O_4) та магнетиту (Fe_3O_4). Виявлені фази мають феромагнітні властивості, кристалічну решітку шпінельного типу; вони практично нерозчинні у воді, в лужному та слабко кислому середовищі. За піками в презиційній області, було визначено параметри кристалічної ґратки, які наведені в табл.3.

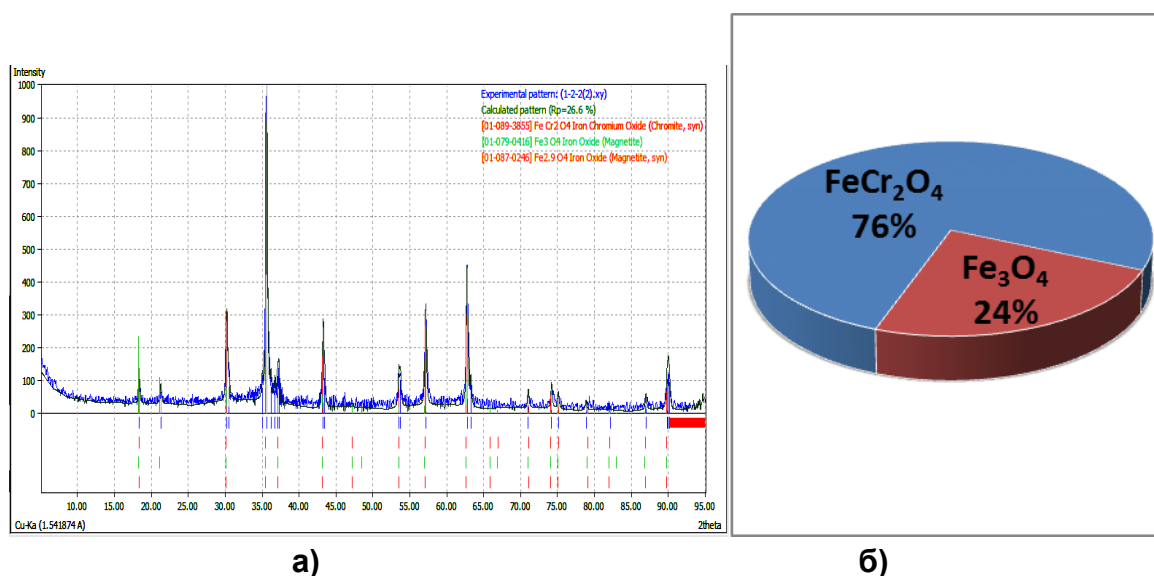


Рис. 2. Дифрактограма (а) та фазовий склад (б) осаду, який отримано при вихідному співвідношенні $\text{Fe}^{2+}/\text{Cr}^{6+} = 12/1$

Таблиця 3

Параметри кристалічної ґратки зразка осаду

Назва фази	Хромат заліза	Магнетит
Формула	FeCr_2O_4	Fe_3O_4
Просторова група	$Fd - 3m$ (227)	$F - 43m$ (216)
Кристаліна ґратка	кубічна	кубічна
Параметри елементарної комірки	$A = 8,39 \text{ \AA}$	$A = 8,3941 \text{ \AA}$

Результати кількісного та якісного фазового аналізу зразка осаду представлені на рис. 2б.

В табл. 4 представлена ефективність представленої нами методики феритної очистки стічних вод гальванічних виробництв від сполук хрому в порівнянні з іншими методами. З даних цієї таблиці видно, що переробка стічних вод, які містять сполуки хрому, методом феритизації забезпечує високий ступінь очистки води від сполук важких металів, а саме (99,46...99,96%), і за цим показником переважає інші методи.

Таблиця 4

Порівняльна характеристика методів очистки стічних вод від сполук хрому

№ п/п	Метод	Ступінь очистки, %	
		Fe^{2+}	Cr^{3+}
1	Реагентний (вапняне молоко)	94...96	96
2	Електрофлотація	98...99,3	98
3	Гальванокоагуляція	96...98	99
4	Адсорбція		
	– на природнім вугіллі (Б-1)	-	62...67
	– на антрациті (А-1)	-	65
	– на дерев'яному вугіллі (БАУ)	70	96...98
5	Біологічний	90	50... 90
6	Феритизація	99,5...99,9	99,46...99,96

Висновки. Досліджено вплив співвідношення концентрацій іонів Fe^{2+} і Cr^{6+} на процес очистки стічних вод гальванічних виробництв феритизацією. Результати проведених експериментів показали, що зміна співвідношення концентрацій цих іонів у вихідних розчинах впливає як на ступінь очистки води, так і на фізико-хімічні характеристики отриманого осаду. При застосуванні феритного методу для промивних стічних вод, які містять іони заліза і хрому, досягається високий ступінь очистки води (98,46 - 99,96%), що дозволяє використовувати очищену воду в оборотній системі водопостачання гальванічних виробництв.

Також дослідження осаду очищення води рентгенографічним методом показало, що він має шпінельну структуру з феромагнітними

властивостями. В результаті рентгенографічних досліджень нами вперше показано, що вилучення хрому із стічної води відбувається не тільки за рахунок сорбції іонів Cr^{3+} поверхнею феритних структур, а також і завдяки утворенню хімічно стійкої сполуки - хроміту феруму (FeCr_2O_4).

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 гідраліки: Наук.-техн. зб., К. – 2012.р. – Вип.20. – С. 66-70.
3. ГОСТ 9.314-90. Единая система защиты от коррозии и старения. Вода для гальванического производства и схемы промывок. Общие требования – М.: Изд. стандартов, 1990. – 16 с.
4. Семенов В.В., Варламова С.И., Климов Е.С. Очистка гальваносток с использованием отходов производства // ЭКПР, 2005. – № 9. – С. 32-34.

Надійшло до редакції 14.07.2015

УДК 628.35

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

РОЗРАХУНОК ПРОЦЕСУ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД В АЕРОТЕНКУ-ВИТИСКУВАЧІ З ЗАКРІПЛЕНИМ БІОЦЕНОЗОМ

Наведені методи розрахунку біологічного очищення стічних вод в аеротенках-витискувачах зі зваженням і закріпленням біоценозом. Обґрунтовано підвищення ефективності роботи аеротенку-витискувача за допомогою розташування у другій половині його об'єму елементів завантаження з закріпленням біоценозом.

Ключові слова: математичне моделювання, біологічне очищення, аеротенк, прикріплений біоценоз, активний мул.

Приведены методы расчета биологической очистки сточных вод в аэротенках-вытеснителях со взвешенным и прикрепленным биоценозом. Обосновано повышение эффективности работы аэротенка-вытеснителя с помощью расположения во второй половине его объема элементов загрузки с прикрепленным биоценозом.

Ключевые слова: математическое моделирование, биологическая очистка, аэротенк, прикрепленный биоценоз, активный ил.

Methods of calculation of biological sewage treatment in a plug flow aeration tank with suspended and fixed biocenosis are present. Improving the efficiency of the aeration tank by arranging in the second half of its volume elements with fixed biocenose is substantiated.

Keywords: mathematical modeling, biological sewage treatment, aeration tank, fixed biocenosis, activated sludge.

Класичною технологічною схемою біологічного очищення стічних вод є система споруд, основною складовою якої є біореактор-аеротенк. Як відомо в аеротенку відбувається вилучення (біоокислення) сорбованих на плаваючих пластівцях активного мулу, який складається переважно із мікроорганізмів завислих чи розчинених у воді органічних забруднень.

В залежності від гідродинамічного режиму руху рідини біореактори-аеротенки поділяють на аеротенки-змішувачі і аеротенки-витискувачі [1, 150; 2, 250; 3, 245].

В аеротенку-витискувачу відсутнє перемішування, стічна вода разом з активним мулом рухаються від місця впуску до місця випуску в реакторі і в результаті окислення концентрація забруднень зменшується по довжині аеротенка. Виконаний аналіз показав, що ефективність вилучення забруднень в них можна значно підвищити, якщо поряд зі зваженим біоценозом (активним мулом) забезпечити влаштування в об'ємі аеротенка додаткового завантаження (пристроїв, насадок і т. і), на поверхні якого утворюється біоплівка з високою концентрацією мікроорганізмів.

Відомо, що така комбінована біологічна очистка стічних вод в спорудах з закріпленою біомасою (біоплівкою) на думку спеціалістів має ряд суттєвих технологічних переваг і широко використовується на практиці [2, 298; 4, 138; 5, 55].

Для оцінки і аналізу сумісного вилучення органічних забруднень (ОЗ) зваженим і закріпленим біоценозом в аеротенках побудована загальна математична модель, яка зводиться до реалізації рівнянь матеріального балансу, записаних відносно зміни концентрації органічних забруднень в аеротенку L_a [5, 55; 6, 110; 7, 39; 8, 20].

В умовах аеротенка-витискувача, як відомо, враховано рух потоку вздовж довжини аеротенка l середньою швидкістю $v = \frac{Q_a}{F_a}$. В цьому випадку

в результаті аналізу загального рівняння матеріального балансу забруднень в аеротенку для подальшої реалізації в інженерних розрахунках для визначення концентрації L_a вздовж потоку x в аеротенку було прийнято рівняння, яке має вигляд

$$-v \frac{\partial L_{a1}}{\partial x} - R = 0, \quad v = \frac{Q_a}{F_a}, \quad (1)$$

в якому швидкість загальної реалізації утилізації ОЗ закріпленим біоценозом у вигляді біоплівки, утвореної на завантаженні, і зваженим біоценозом у вигляді активного мулу в рідині аеротенка, має вигляд

$$R = \lambda(L_a - L|_{z=0}) + \varepsilon R_a - \varepsilon R_{C1}, \quad \lambda = \frac{F_\delta}{F_a} K_L, \quad \varepsilon = \frac{W_p}{W_a}, \quad (2)$$

де F_δ – площа поверхні завантаження (біоплівки) на одиницю довжини аеротенка, в якій влаштовано завантаження, $F_a = \frac{Q_a}{v}$ – площа аеротенка,

v – середня швидкість потоку в аеротенку; R_a – реакція за рахунок зваженого біоценозу в аеротенку; R_{C1} – реакція, яка враховує процеси відмирання мулу.

Для вирішення рівняння (1) необхідно знайти концентрацію на поверхні біоплівки $L|_{z=0} = L_\delta$ в залежності від прийнятого рівняння реакції вилучення ОЗ в біоплівці і прийнятих рівнянь можливих реакцій вилучення ОЗ R_a і відмирання (самоокислення) мулу R_C в аеротенку. Значення концентрації L_δ на поверхні біоплівки для реакцій першого порядку можна визначити за формулою (3), а для реакції нульового порядку – за формулою (4).

$$L_\delta = AL_a, \quad (3)$$

$$L_\delta = L_0 - \frac{w_{L0}\delta}{K_L}, \quad w_{L0} = \frac{\mu_m X}{Y} \quad (4)$$

Розглянемо технологічну схему роботи аеротенка-витискувача з закріпленим і зваженим біоценозом. У даному випадку аеротенк-витискувач складається із двох частин (реакторів 1 і 2), проте в реакторі 1, який розташований в першій частині, вилучення ОЗ відбувається за рахунок зваженого біоценозу (активним мулом), тобто він працює в режимі аеротенка-витискувача довжиною l_1 . В другій частині (реактор 2) вилучення ОЗ відбувається переважно за рахунок закріпленого біоценозу (біоплівкою), яка формується на елементах влаштованого тут завантаження. Влаштування на практиці такої технологічної схеми аеротенка-витискувача на нашу думку буде найбільш доцільно, так як влаштування в другій частині реактора 2 з закріпленим біоценозом дозволяє значно підвищити ефективність і якість очистки стічної води, а саме забезпечити доочистку стічних до заданої концентрації (рис. 1).

а) Так як в реактор 1 безпосередньо поступають на очистку стічні води значної концентрації, то розглянемо випадок вилучення ОЗ активним мулом за рахунок реакції нульового порядку. Забезпечення мулом в реакторі 1 відбувається за рахунок рециркуляції коефіцієнтом r_1 згідно технологічної схеми наведеної на рис. 1. Таким чином в цьому випадку загальне рівняння (1) буде мати вигляд

$$-v_{a1} \frac{\partial L_{a1}}{\partial x} - w_{a1} = 0, \quad w_{a1} = \frac{\mu_{a1} X_{a1}}{Y_{a1}} \quad (5)$$

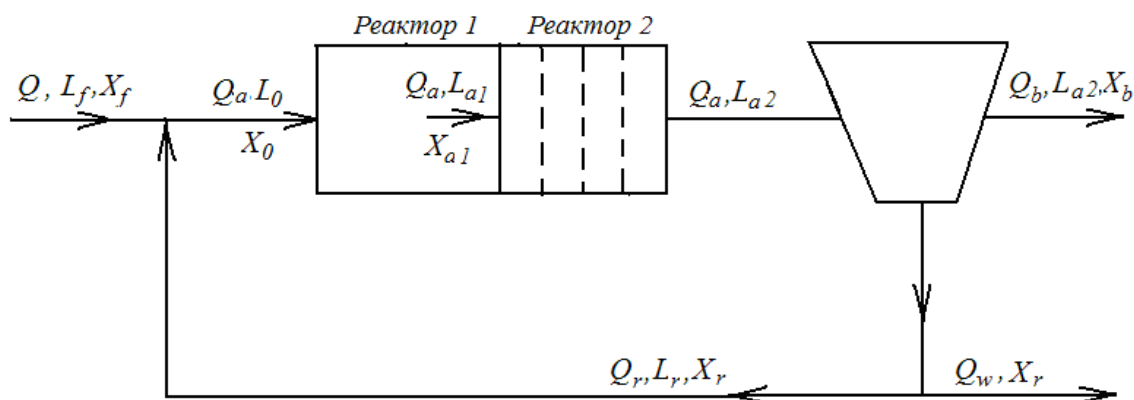


Рис.1. Балансова схема аеротенка-витискувача з розташованим в реакторі 2 закріпленим біоценозом

де нагадаємо (рис.1) $v_{a1} = \frac{Q_{a1}}{F_{a1}}$, $Q_{a1} = Q(1+r_1)$, $X_{a1} = \frac{r_1 X_r}{1+r_1}$, $L_0 = \frac{L_f}{1+r_1}$.

Рішення рівняння (5) виконуємо при граничній умові $L_{a1} = L_0$ при $x = 0$ в результаті чого одержимо

$$L_a = L_0 - w_{a1} \frac{X}{v_{a1}} \quad (6)$$

Концентрація на виході із реактора $L_{a1}(l_1)$ буде складати

$$L_{a1}(l_1) = L_0 - w_{a1} \frac{l_1}{v_{a1}}. \quad (7)$$

Якщо, згідно наведеним вище критеріям, в реакторі 1 відбувається вилучення ОЗ активним мулом реакцією першого порядку чи за рівнянням Моно, то в цьому випадку можна скористуватись рішенням задачі, одержаної для технологічної схеми, наведеної на рис. 1. В цьому випадку в загальній залежності (1) необхідно прийняти $\lambda = 0$, тобто виключити дію закріпленого біоценозу, і замінити вихідні параметри аеротенка рис.1 на вихідні параметри реактора 1.

б) В другій частині аеротенка-витискувача – реактора 2 довжиною l_2 вилучення ОЗ відбувається переважно за рахунок закріпленого біоценозу (біоплівкою). В цьому випадку особливості очистки реактора 2 (з біоплівкою), розташованого в другій частині аеротенка будуть залежати від технологічної схеми роботи реактора 1 з активним мулом. Так в технологічній схемі, в якій вилучення мулу відбувається безпосередньо із реактора 1 і він не попадає в реактор 2, то можна вважати і приймати, що вилучення забруднень в реакторі 2 відбувається тільки закріпленим біоценозом (біоплівкою). Якщо вилучення мулу із реактора 1 не відбувається, і він із стічною водою попадає в реактор 2, то в цьому випадку, по-перше, необхідно врахувати і оцінити ступінь вилучення ОЗ за рахунок цього мулу, а по-друге, врахувати наявність мулу, на можливий вплив на формування структури біоплівки і визначення її параметрів.

Згідно технологічної схеми рис.1 можна вважати, що в реакторі 2 відбувається переважно доочистка частково очищених в реакторі 1 стічних вод. Якщо доочистка ОЗ в реакторі 2 відбувається переважно закріпленим

біоценозом (біоплівкою), то з врахуванням реакції першого порядку і за рівнянням Моно її можна описати наступним рівнянням

$$-v_{a2} \frac{\partial L_{a2}}{\partial x} - \lambda_2 (L_{a2} - L|_{z=0}) = 0, \quad \lambda_2 = \frac{F_{\delta 2}}{F_{a2}} K_{L2}, \quad (8)$$

де $v_{a2} = \frac{Q_{a2}}{F_{a2}}$, $F_{\delta 2}$ – площа поверхні завантаження (біоплівки) на одиницю довжини l_2 , $F_{\delta 1/2} = F_{\delta 2} l_2$ – загальна площа поверхні біоплівки в реакторі 2 довжиною l_2 , Q_{a2} – витрата, яка поступає в реактор 2; K_{L2} – коефіцієнт масопереносу ОЗ в рідинній плівці.

В результаті рішення рівняння (8) при граничній умові $x = l_1$, $L_{a2} = L_{a1}(l_1)$ в загальному випадку для визначення зміни концентрації $L_{a2}(x)$ по довжині x , де x змінюється в межах від l_1 до l , одержимо залежність

$$L_{a2}(x) = L_{a1}(l_1) e^{-(x-l_1)A_2}, \quad (9)$$

а для визначення концентрації $L_{a2}(l)$ на виході із аеротенка (реактора 2) $x = l = l_1 + l_2$ маємо залежність

$$L_{a2}(l) = L_{a1}(l_1) e^{-(l-l_1)A_2} = L_{a1}(l_1) e^{-l_2 A_2}, \quad A_{*2} = \frac{\lambda_2}{v_{a2}} (1 - A_2). \quad (10)$$

Якщо згідно прийнятої технологічної схеми із реактора 1 в реактор 2 поступає активний мул, то необхідно також врахувати часткове вилучення ОЗ цим мулом в реакторі 2. При цьому можна обмежитись, що це вилучення, як і у випадку закріпленого біоценозу, відбувається за рахунок реакції першого порядку.

Таким чином в цьому випадку для визначення концентрації на виході із реактора 2 $L_{a2}(l)$ за умови, що вилучення ОЗ в ньому закріпленим і зваженим біоценозом відбувається за реакцією першого порядку, пропонується залежність

$$L_{a2}(l) = L_{a1}(l_1) e^{-l_2 \left(A_{*2} + \frac{K_{a2}}{v_{a2}} \right)}, \quad (11)$$

де K_{a2} – коефіцієнт масопереносу ОЗ в розчині зі зваженим активним мулом.

Перепишемо рівняння (11) з урахуванням рівняння (7) у вигляді

$$\frac{L_{a2}}{L_0} = (1 - \xi) e^{-\eta}, \quad (12)$$

$$\text{де } \xi = \frac{w_{a1} l_1}{L_0 v_{a1}}, \quad \eta = l_2 \left(A_{*2} + \frac{K_{a2}}{v_{a2}} \right).$$

На основі залежності (12) побудовано розрахунковий графік

$$\frac{L_{a2}}{L_0} = f(\xi, \eta) \text{ (рис. 2).}$$

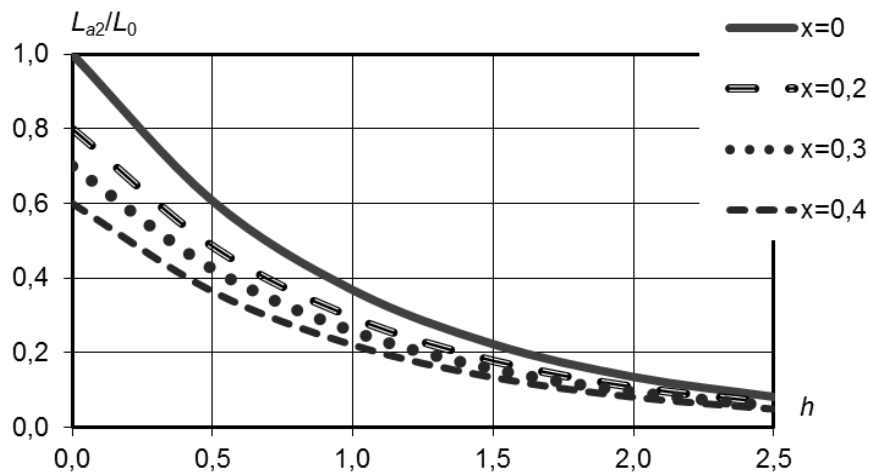


Рис. 2. Графік залежності $\frac{L_{a2}}{L_0} = f(\xi, \eta)$.

Дані, представлені на рис. 2 показують, що завантаження з закріпленим біоценозом дозволяє підвищити ефективність роботи аеротенка-витискувача.

Таким чином, представлені залежності та виконані розрахунки дозволяють обґрунтувати підвищення ефективності біологічної очистки в аеротенках-витискувачах за допомогою елементів з закріпленим біоценозом.

Список літератури

1. Василенко О. А., Епоян С. М., Смірнова Г. М., Корінько І. В., Василенко Л. О., Айрапетян Т. С. Водовідведення та очистка стічних вод міста. Курсове і дипломне проектування. Приклади та розрахунки: Навчальний посібник. – Київ–Харків, КНУБА, ХНУБА, 2012. – 572 с.
2. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод. – М.: АСВ, 2004. – 704 с.
3. Henze M.M., Van Loosdrecht M.C., Ekama V.A., Bzdjanovic D. Biological Wastewater Treatment // Iwe Publishing, London, 2008. – 511 p.
4. Wanner O., Ebert N.L., Rittan B.E. Mathematical modeling of biofilms // Scientific and Technical report. – 2006 – N18 – 208 p.
5. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Моделювання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах – аеротенках зі зваженим (вільноплаваючим) і закріпленим біоценозом // Доповіді НАНУ. – 2015. – №5. – С.55-60.
6. Брагинский Л.Н., Евилевич М.А. и др. Моделирование аэрационных сооружений для очистки сточных вод. – Л. Химия, 1980. – 144с.
7. Вавилин В.А., Васильев В.В. Математическое моделирование процессов биологической очистки сточных вод. – М.: Наука, 1979. – 116 с.
8. Кафаров В.В., Винаров А.С, Гордеев Л.С. Математическое моделирование биохимических реакторов. – М.: Лесная промышленность, 1979. – 343 с.

Надійшло до редакції 13.11.2015

В.О. ОРЛОВ, доктор технічних наук

В.О. ЗОЩУК, кандидат технічних наук

С.О. ЯЦУНОВ, аспірант

Національний університет водного господарства та природокористування,
м.Рівне

ГІДРОАВТОМАТИЧНІ ПІНОПОЛІСТИРОЛЬНІ ФІЛЬТРИ

Наводяться результати досліджень функціонування системи гідроавтоматичного переведення пінополістирольного фільтра для знезалізнення води з режиму фільтрування в режим промивки і навпаки, розробляється методика розрахунків по визначенню основних конструктивних розмірів фільтра і промивного сифона.

Ключові слова: аерація, гідроавтоматичний пінополістирольний фільтр, гідрозатвор, знезалізнення, сифон, фільтрування.

Приводятся результаты исследований функционирования системы гидроавтоматического перевода пенополистирольного фильтра для обезжелезивания воды из режима фильтрации в режим промывки и наоборот, разрабатывается методика расчетов по определению основных конструктивных размеров фильтра и промывочного сифона.

Ключевые слова: аэрация, гидроавтоматический пенополистирольный фильтр, гидрозатвор, обезжелезивания, сифон, фильтрование.

Results of hydroautomatical cellular polystyrene filter system transferring for iron disintegration of water from filtration condition to washing out condition and vice versa are given, estimation methods of distinguishing basic constructive sizes of filters and washing siphoning are worked out.

Keywords: aeration, hydro foam filter, water seal, iron removal, siphon, filtration.

Спрощення експлуатації і підвищення надійності роботи водоочисних фільтрів забезпечується автоматизацією процесів їх роботи. Практика застосування гідроавтоматичних фільтрувальних водоочисних споруд показала значний техніко-економічний ефект [1, 131; 2, 122] особливо при використанні пінополістирольних фільтрів, які запропоновані в Українському інституті інженерів водного господарства (зараз Національний університет водного господарства та природокористування) В.Г.Ільним, С.І.Морозом, І.А.Гетьманом (авторське свідоцтво 192756/1043439 від 15 грудня 1965 року "Фільтр для очищення води").

Фільтри з плаваючою пінополістирольною засипкою досліджувались науково-дослідними і навчальними інститутами міст Києва, Москви, С-Петербурга, Кишинєва, Харкова та інших. На кафедрі водопостачання та бурової справи НУВГП починаючи з 1964 р. [5,12] проводились експериментальні пошукові дослідження гідроавтоматичних фільтрувальних установок для очищення води від заліза, в яких закінчення фільтроциклу передбачається досягненням граничних втрат напору.

На першому етапі [5,12 ;3,72] досліджувались фільтри з піщаною засипкою, які мали систему спрощеної аерації, промивний сифон з гідрозатвором, промивним баком та механічним клапаном. Вони були складні за конструкцією і не достатньо надійні через можливі відмови механічного клапана. Значно спростилась система гідроавтоматики при заміні піщаного фільтра на пінополістирольний з відмовою від механічного клапана [4,136]. Переведення установки в режим промивки в кінці кожного фільтроциклу відбувався в результаті включення промивного сифона вихідною водою при досягненні у фільтраційній засипці граничної величини втрат напору. При цьому на кінці промивного сифона встановлюється гідрозатвор. Пропонується використовувати гідрозатвор циліндричної або конічної форми і з сифоном спорожнення, з додатковою імпульсною трубкою, гідрозатвор у вигляді труби з двома перегинами, яка водночас виконує функцію гідравлічного затвора (нижній перегин), тобто утворення допоміжного імпульсного сифона. Зарядка сифона починається тоді, коли швидкість руху води в його низхідній гілці досягає певної критичної величини [3,121]. В більшості випадків перед включенням промивного сифону спостерігається тривала пульсація води на виході із сифона.

Метою досліджень було скорочення часу “зарядки” промивного сифона під час включення установки в режим промивки та зведення до мінімуму витрат води на власні потреби установки, розробка методики розрахунку гідроавтоматичних установок із врахуванням пульсаційних витрат води, швидкості фільтрування, інтенсивності промивки, конструктивних особливостей установки.

Результати досліджень наведені в даній роботі. Дослідження проводились на експериментальній установці, яка включала пінополістирольний фільтр діаметром 200мм, повітрявідділювач, промивний сифон з різними типами гідрозатворів, систему бачків з модельними розчинами, що дозволяли імітувати процес знезалізнєння води з рівними якісними показниками води. Результати досліджень по співставі умов зарядки промивного сифона з імпульсною трубкою та без неї наведені на рис.1.

В обох випадках при досягненні граничних втрат напору починається пульсація води на виході із імпульсного сифона, яка збільшується з часом, проте швидкість фільтрування поступово зменшується (рис. 2). При досягненні певних величин цих витрат починається промивка, інтенсивність промивки спочатку більша і поступово зменшується до кінця промивки. Така залежність спостерігалась у всіх дослідках із різною швидкістю фільтрування.

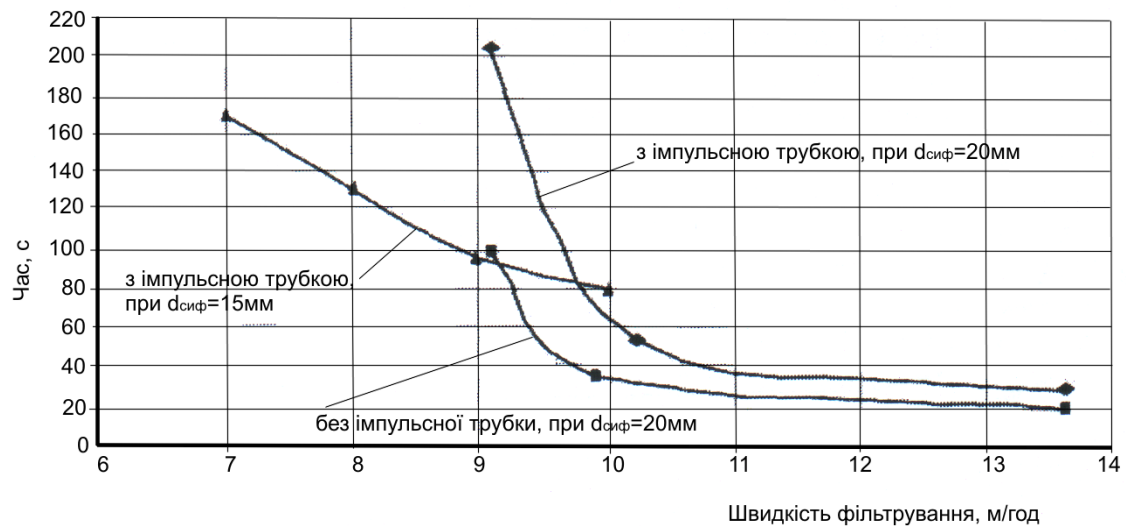


Рис.1. Залежність часу зарядки промивного сифона від швидкості фільтрування та конструктивних особливостей установки

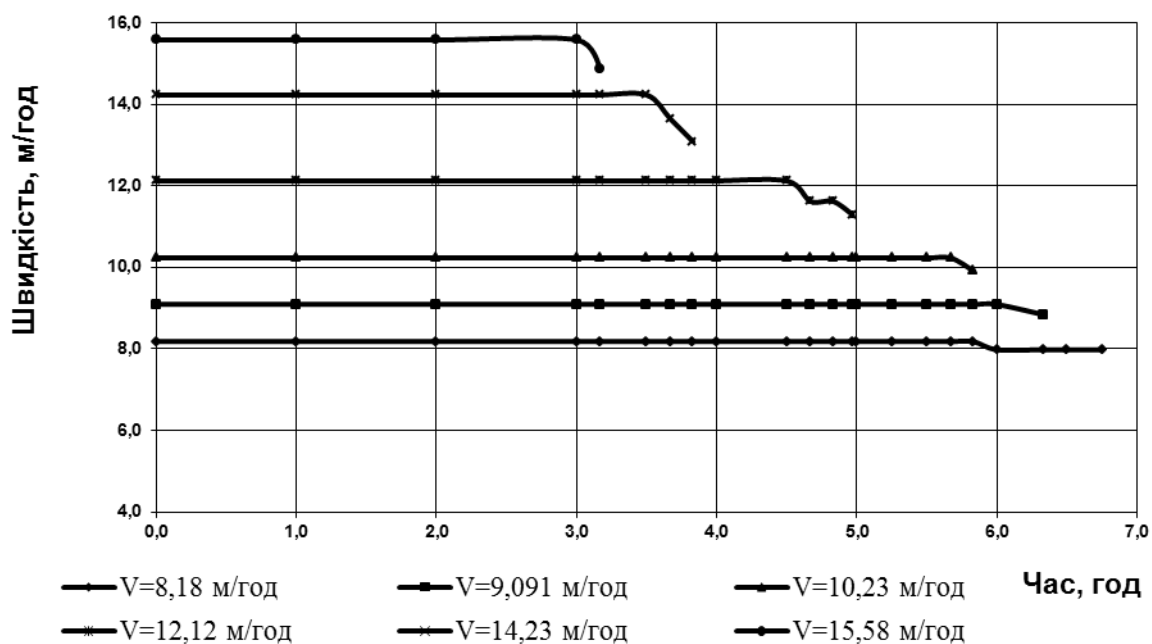


Рис. 2. Графік зміни швидкості фільтрування з часом

Для обох типів установок із збільшенням швидкості спостерігались менші витрати води на власні потреби та швидше заряджався промивний сифон, при цьому без імпульсної трубки зарядка проходила швидше. При збільшенні швидкості фільтрування, відповідно, зменшується тривалість сталого режиму фільтрування. Тобто швидкість фільтрування під час пульсації в середньому зменшується на 3...4%.

Графік зміни тривалості пульсації від швидкості фільтрування наведений на рис. 3. З графіка видно, що тривалість пульсації зменшується при більших швидкостях фільтрування, тобто чим більша швидкість

фільтрування, тим менша тривалість пульсації. На тривалість пульсації впливає також висота імпульсного сифона. В процесі досліджень встановлювалась різна висота гідрозатвора і, в залежності від неї, при однакових режимах фільтрування встановлювалась тривалість пульсації і витрати води на власні потреби (рис. 4). Час зарядки сифона залежить від висоти підняття гідрозатвора, однак, чим нижча швидкість фільтрування, тим довший фільтроцикл.

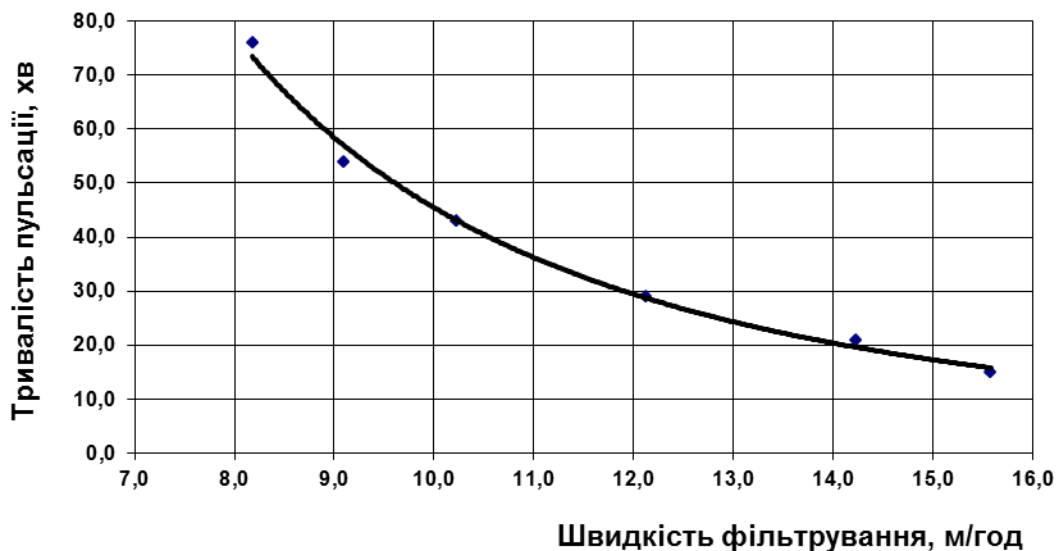


Рис. 3. Графік зміни тривалості пульсації від швидкості фільтрування

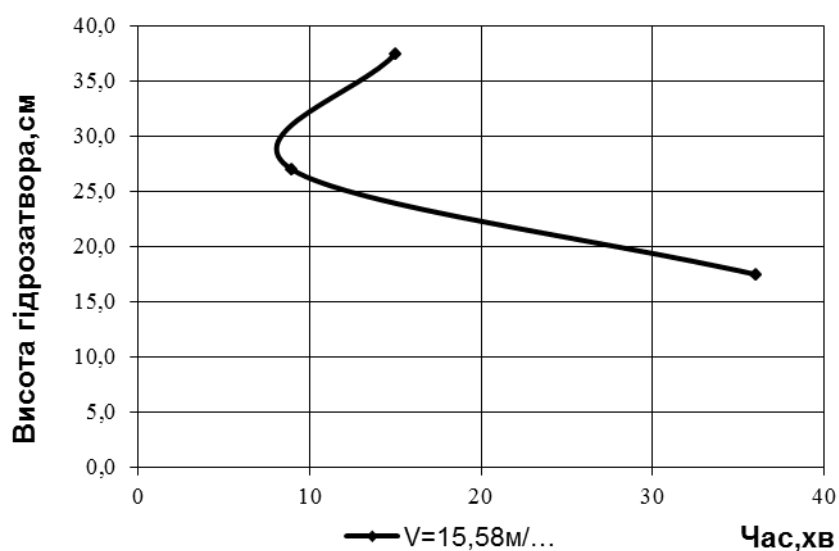


Рис. 4. Графік залежності тривалості пульсації від висоти гідрозатвора

При однаковій висоті гідрозатвора, але різних швидкостях фільтрування, граничні втрати напору, при яких фільтрувальна установка переходить в режим промивки, однакові.

Чим менша швидкість фільтрування, тим довша тривалість пульсації. Тривалість промивки при різних швидкостях фільтрування була однаковою і

складала 6...8 хвилин. Під час пульсації витрати води, в перерахунку на інтенсивність промивки, були незначні і становили 0,1...0,3 л/с·м². Максимального значення набуває інтенсивність на початку промивки, а потім дещо знижується.

Середня інтенсивність промивки фільтруючої засипки 9...14 л/с·м². Тривалість пульсації в середньому складає 0,2...1 год і зменшується із збільшенням швидкості фільтрування. Таким чином, (рис.4) оптимальною висотою гідрозатвора можна вважати висоту 27...28 см.

Зарядка промивного сифону в значній мірі залежить від швидкості приросту втрат напору і особливо в момент початку перетікання промивної води через його гребінь. Тому нами паралельно з наведеними вище різними конструкціями і способами зарядки гідрозатвора були проведені дослідження з інтенсифікації зарядки саме промивного сифону.

Для цього передбачено два варіанти. Перший – це звуження повітрявідділювача вище перегину промивного сифону, друге – влаштування додаткового бачка з водою, який при початку перетікання води через гребінь промивного сифону виливає додаткові витрати води в повітрявідділювач. Результати досліджень наведені на рис.5. Площа фільтрів із врахуванням пульсації і передпусковим режимом промивного сифона, м² може бути визначена таким чином

$$F_{\phi} = \frac{Q}{T \cdot V_{\phi}^H - 3,6 n_{\text{пр}} \cdot \omega \cdot t_1 - n_{\text{пр}} \cdot t_2 \cdot V_{\phi}^H - \kappa \cdot t_3 \cdot V_{\phi}^H}, \quad (1)$$

де Q – корисна продуктивність станції, м³/доб; T – тривалість роботи станції упродовж доби, год.; V_{ϕ}^H – розрахункова швидкість фільтрування в нормальному режимі, м/год; $n_{\text{пр}} = 2...3$ – кількість промивок за добу; ω – інтенсивність промивки, л/(с·м²); t_1 – тривалість промивки, год; t_2 – тривалість простою фільтра в зв'язку із промивкою, (0,17 год), κ – коефіцієнт, який враховує зниження швидкості фільтрування під час пульсації; t_3 – тривалість пульсації

Сума висот надфільтрового та підфільтрового просторів складає величину напору для промивки – H за мінусом висоти допоміжного імпульсного сифона, а тому також є величиною фіксованою для певної конструкції фільтра та для розглянутої конструкції фільтра. Для знезалізнення води з концентрацією заліза до 5 мг/л мінімальне значення дорівнює $H = 1,4$ м. Збільшення його не доцільно, а, відповідно, не може впливати на підвищення інтенсивності промивки.

Площа одного фільтра, м² буде дорівнювати

$$f_{\phi} = F_{\phi} / n, \quad (2)$$

де n – кількість заблокованих фільтрів, в яких взаємопов'язаність надфільтрового простору забезпечується по верхньому рівню (звичайно не менше 4).

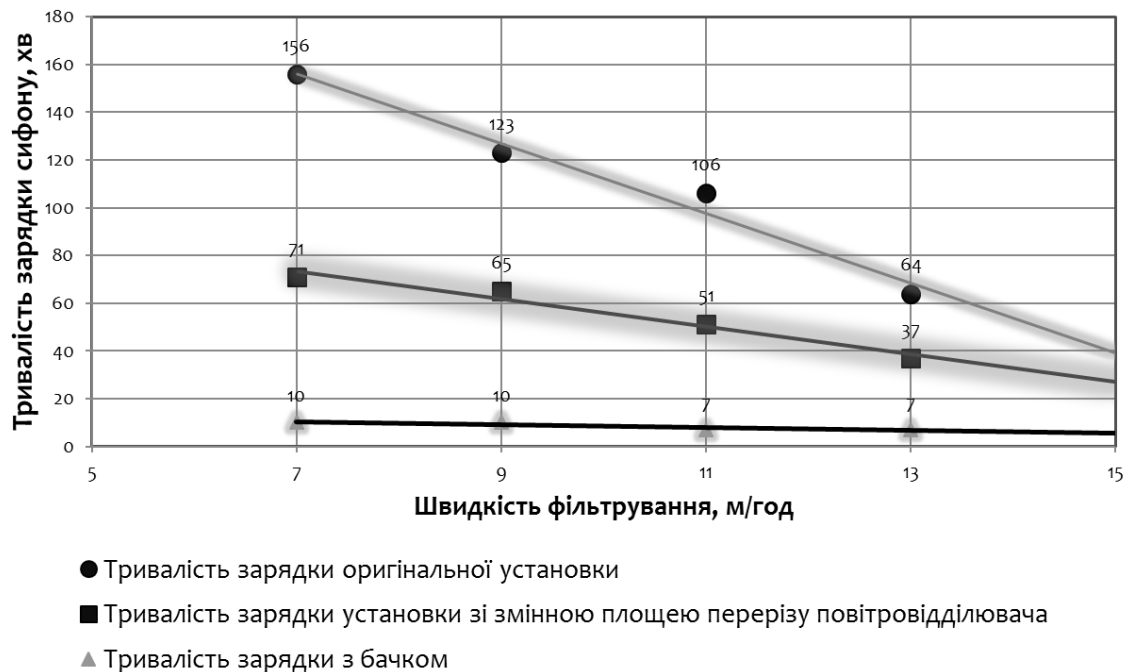


Рис. 5. Залежність тривалості зарядки промивного сифону для різних умов його включення

Діаметр низхідної труби промивного сифона визначається з умови, щоб швидкість руху води в ній в початковий момент “зарядки” була не менша 0,15 м/с, а під час промивки фільтра – не більше 2,5 м/с.

Під час промивки фільтра по сифону проходять промивні витрати разом з витратами вихідної води, л/с, що подаються на очистку, тобто

$$Q_c = q_{\text{пр}} + q_{\text{вих}} \quad (3)$$

Величину промивних витрат л/с можна визначити з виразу

$$q_{\text{пр}} = \omega \cdot f_{\text{ф}}, \quad (4)$$

де ω – інтенсивність промивки, 9...14 л/(с·м²); $f_{\text{ф}}$ – площа фільтра, м².

Витрати вихідної води л/с визначаються з виразу

$$q_{\text{вих}} = \frac{f_{\text{ф}} V_{\text{р.н.}}}{3,6}, \quad (5)$$

де: $V_{\text{р.н.}}$ – розрахункова швидкість фільтрування при нормальному режимі, яка згідно проведених досліджень повинна бути в межах 10 м/год.

Після підстави (5) та (4) в (3) отримаємо

$$Q_c = \omega \cdot f_{\text{ф}} + \frac{f_{\text{ф}} V_{\text{р.н.}}}{3,6}. \quad (6)$$

Промивний сифон розраховується на пропуск витрат води – Q_c , л/с [9]

$$Q_c = \frac{\pi^2 \cdot 1000}{4} \cdot \mu \sqrt{2g}. \quad (2)$$

Коефіцієнт витрат отвору при витіканні в повітря

$$\mu = \frac{1}{\sqrt{1 + \frac{\lambda L}{D} + \sum \xi}}. \quad (3)$$

Після підстави в (7) значень з (5) та (8) і вирішення відносно інтенсивності промивки

$$\omega = \frac{\pi \cdot D^2 \cdot 1000 \cdot \sqrt{2gH}}{4 f_{\phi} \sqrt{1 + \frac{\lambda L}{D} + \sum \xi}} - \frac{V_{p.n.}}{3,6}. \quad (9)$$

З достатньою ступінню точності можна рахувати

$$L = 2(H + h), \quad (10)$$

Таким чином

$$\omega = \frac{\pi \cdot D^2 \cdot 1000 \sqrt{2gH}}{4 f_{\phi} \sqrt{1 + \frac{\lambda \cdot 2(H + h)}{D} + \sum \xi}} - \frac{V_{p.n.}}{3,6}. \quad (11)$$

Перевищення перегину промивного сифона над рівнем води в над-фільтровому просторі h з формули (11) повинно бути мінімальним, так як підвищення цієї величини викликає зменшення інтенсивності промивки. З одного боку, це перевищення пов'язано знову з технологічними параметрами. З іншого боку, це значення залежить від початкових втрат напору, інтенсивності приросту втрат напору, яка в свою чергу залежить від якісних показників води, швидкості фільтрування та гранулометричного складу засипки. На основі проведених досліджень на існуючих станціях знезалізнення значення h можна рекомендувати в межах 0,7...1,5м.

Так як швидкість фільтрування повинна прийматись в межах 10м/год, тобто достатньо фіксована величина, інтенсивність промивки, з одного боку, повинна бути такою, щоб забезпечувати достатню ступінь відмивки засипки, а залежить від конструктивних параметрів.

Висновки

1. Гідроавтоматичні установки з пінополістирольним фільтром можуть функціонувати з різними типами гідрозатворів і пристроїв для збільшення швидкості приросту рівня води в повітрявідділювачі..

2. На тривалість зарядки промивного сифона впливає швидкість приросту рівня води в повітрявідділювачі в момент початку перетікання води через його гребінь.

3. Розроблена методика розрахунку площі фільтрів в гідроавтоматичних установках та можливої інтенсивності промивки із врахуванням спроможності промивного сифона

Список літератури

1. Орлов В.О. Пінополістирольні фільтри в технологічних схемах водопідготовки :[монографія]/ В.О. Орлов, А.М. Зошук, С.Ю. Мартинов. – Рівне: РДТУ, 1999. – 144с.

2. Орлов В.О. Интенсификация работы водоочистных сооружений/ В.О. Орлов, Б.И. Шевчук. – К.: Будивэльник, 1989. – 128 с.,
3. Орлов В.О. Знезалізнення підземних вод для питних цілей/ Орлов В.О. [та ін.]. –Рівне: НУВГП, 2004. – 155 с.
4. Очищення природної води на пінополістирольних фільтрах :[монографія]/ [Орлов В.О. і ін.]; за загальною редакцією В.О. Орлова. – Рівне: НУВГП, 2012. – 172 с.
5. Сафонов Н. А. Самопромывающиеся водоочистные установки (технология, конструкции и расчет): [монография] / Н.А. Сафонов, А.Н. Квартенко, А.Н. Сафонов. – Ровно : РДТУ, 2000. – 155 с.

Надійшло до редакції 12.11.2015

УДК 628.1

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

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ ПРОДУКТАМИ ВНУТРІШНЬОЇ КОРОЗІЇ В ГРУПОВИХ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОПРОВОДАХ

Розглянуто проблему забруднення води в групових сільськогосподарських водопроводах. Наведено результати теоретичних і натурних досліджень забруднення води у сталевих водоводах продуктами внутрішньої корозії. Показано, що на групових сільськогосподарських водопроводах великої протяжності доцільно застосовувати інгібітори корозії. Встановлено, що групові водопроводи великої протяжності необхідно переводити на децентралізовані схеми підготовки і розподілу технічної води, при цьому частину технічної води в місцях споживання очищати до якості питної води.

Ключові слова: груповий сільськогосподарський водопровід; внутрішня корозія сталевих водоводів; швидкість корозії; децентралізована схема водопостачання, технічна вода; питна вода.

Рассмотрена проблема загрязнения воды в групповых сельскохозяйственных водопроводах. Приведены результаты теоретических и натурных исследований загрязнения воды в стальных водоводах продуктами внутренней коррозии. Показано, что на групповых сельскохозяйственных водопроводах большой протяженности целесообразно применять ингибиторы коррозии. Установлено, что групповые водопроводы большой протяженности необходимо переводить

на децентрализованные схемы подготовки и распределения технической воды, при этом часть технической воды в местах потребления очищать до качества питьевой воды.

Ключевые слова: групповой сельскохозяйственный водопровод; внутренняя коррозия стальных водоводов; скорость коррозии; децентрализованная схема водоснабжения, техническая вода; питьевая вода.

The problem of water pollution in the agricultural group long-distance pipelines has been considered. The results of theoretical and natural researches of water pipes contamination of internal corrosion products were presented. It is shown that in the group of agricultural water pipes long-distance appropriate to apply corrosion inhibitors. on the group of agricultural water pipes long-distance appropriate to apply corrosion inhibitors have been shown. Group pipelines long distance to be translated into decentralized schemes of preparation and distribution of industrial water, with some industrial water consumption in areas to clean up drinking water quality.

Key words: Group agricultural water supply; internal corrosion of steel culverts; corrosion rate; decentralized scheme of water supply, industrial water; drinking water.

Проблема та її актуальність. Жодна сфера життєдіяльності людини не обходиться без води. Але найбільшу цінність для людини становлять запаси прісної води, яку академік А.Є. Ферсман назвав «найбільш важливим мінералом на Землі» [1]. Прісна вода не перевищує 3% усіх водних ресурсів планети. 2/3 прісної води складається з льодовиків і снігу і тільки 1/3 її створюється річковим стоком і знаходиться у вигляді придатною для вживання рідини.

За визначенням Європейської комісії ООН, країна, в якій місцевий річковий стік менше 1,7 тис. м³/рік на одну людину, вважається водонебезпеченою. В Україні, згідно даних міжнародної екологічної статистики, запаси прісної води, які забезпечуються річковим стоком, складають 1,1 тис. м³/рік на одну людину [2]. Залежно від величини опадів, річковий стік в Україні коливається в межах від 48,8 до 83,5 млрд. м³/рік [3]. Проблема води в Україні загострюється ще й тим, що річковий стік розподілений по її території дуже нерівномірно. Біля 70% цього стоку припадає на північно-західні області України, де проживає 40% населення, а на південно-східні території, де проживає 60% населення і знаходиться 70% агропромислового комплексу країни, припадає всього 30% річкового стоку.

Дефіцит води у водонебезпечених регіонах України усувають шляхом перекидання води з річок за допомогою каналів і водопроводів. Для забезпечення населення південно-східних регіонів України доброякісною водою, а також для поліпшення санітарно-побутових умов проживання сільського населення, розвитку економіки і відродження села, ще в 60-х роках минулого століття була розроблена і почала впроваджуватись державна

програма будівництва понад 40 групових сільськогосподарських водопроводів. В подальшому з метою прискорення реалізації цієї програми та поліпшення централізованого водопостачання сільських населених пунктів була прийнята Постанова КМ УССР [4]. Але через недостатнє фінансування багато групових водопроводів не було побудовано, а деякі побудовані групові водопроводи експлуатуються за спрощеною схемою.

Груповими водопроводами здійснюється подача води від головних очисних споруд до споживачів на значні відстані, які для багатьох водопроводів України перевищують 40 км. Так Західний груповий водопровід, що у Запорізькій області, має довжину 175 км, Дніпро-Кіровоград – 116 км, Південно-Донбаський – 158 км. В процесі транспортування на великі відстані вода, яка була очищена на головних очисних спорудах групових водопроводів до нормативів питної води [5], забруднюється та втрачає свої органолептичні властивості. Забруднення води залежить від тривалості часу проходження води до споживачів, яка є функцією довжини водопроводу і швидкості руху води в ньому. Через неповне використання споживачами проектних потужностей групових водопроводів, швидкість руху води у водоводах зменшується, а тривалість часу проходження води до споживачів збільшується. Наприклад, на Західному груповому водопроводі вода від головних очисних споруд до м. Бердянська рухається до 8 діб, що негативно відображається на якості споживчої води [6].

У зв'язку з цим, виникає актуальна потреба в проведенні теоретичних і експериментальних досліджень з визначення основних параметрів процесу забруднення води на групових сільськогосподарських водопроводах.

Метою досліджень є встановлення функціональних залежностей процесу забруднення води продуктами внутрішньої корозії сталевих водоводів на групових сільськогосподарських водопроводах великої протяжності.

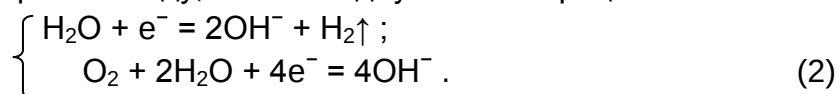
Теоретичні дослідження процесу внутрішньої корозії водоводів. Водоводи групових сільськогосподарських водопроводів України виконані із з'єднаних за допомогою зварювання сталевих труб, які піддаються корозії. На внутрішній поверхні сталевих труб утворюється плівка з окису заліза, яка частково осідає на трубах, а частково змивається потоком води. Вміст загального заліза у воді в процесі її транспортування значно збільшується, що призводить до погіршення інших органолептичних показників якості води – підвищується забарвленість і каламутність води, погіршується її запах, смак і присмак [6]. Оскільки інші органолептичні показники якості води під час її тривалого транспортування груповими водопроводами погіршуються внаслідок збільшення вмісту у воді загального заліза, то в першу чергу постає необхідність визначення показників забруднення води у водоводах сполуками заліза.

Сутність процесу внутрішньої електрохімічної корозії водоводів полягає в тому, що атоми заліза на різних ділянках внутрішньої поверхні водоводів під впливом різних факторів мають неоднакову здатність віддавати електрони

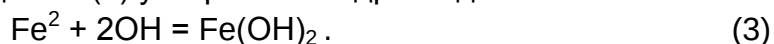
(окислюватись). Ділянки заліза, що втрачають електрони, виступають у ролі аноду:



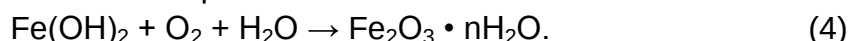
Інші ділянки виконують роль катоду, на яких відбуваються процеси:



З іонів заліза (1) і гідроксид іонів (2) утворюється гідроксид заліза:



Гідроксид заліза (3) окислюється далі з утворенням гідроксиду заліза (4), який складає основний компонент іржи:



Продукти окислення заліза важкорозчинні у воді, тому тільки незначна частина оксидів, головним чином шляхом дифузії, потрапляє у воду, підвищуючи вміст у воді загального заліза. Основна частина продуктів внутрішньої корозії сталевих водоводів накопичується на їхніх стінках. Обробка води гіпохлоритом натрію або рідким хлором на головних очисних спорудах сприяє підвищенню швидкості електрохімічної корозії, проте гальмує розвиток біологічної корозії.

Швидкість корозії оцінюється глибинним K_δ (мм/рік) та масовим K_m (г/м²·добу) показниками корозії. Глибинний показник корозії K_δ визначається вимірюванням товщини шару металу, втраченого внаслідок корозії на протязі одного року. Масовий показник корозії визначається за результатами гравіметричних вимірювань за формулою:

$$K_m = \frac{\Delta m}{St_k} \quad (5)$$

де Δm – маса металу, що переходить у іржу, г; S – площа поверхні зразку, м²; t_k – тривалість випробувань, доба.

Глибинний і масовий показники корозії знаходяться у співвідношенні:

$$K_\delta = \frac{0,365 K_m}{\rho_{cm}} = 0,0468 K_m \quad (6)$$

де ρ_{cm} – щільність сталі, $\rho_{cm} = 7,8$ г/см³.

Для зниження швидкості корозії водоводів використовуються інгібітори корозії, ефективність дії яких оцінюється коефіцієнтом гальмування корозії k_k :

$$k_k = K_{m1} / K_{m2} = K_{\delta1} / K_{\delta2} \quad (7)$$

де K_{m1} , $K_{\delta1}$ – швидкість корозії без застосування інгібітору; K_{m2} , $K_{\delta2}$ – швидкість корозії із застосуванням інгібітору.

Глибинний показник швидкості корозії доцільно використовувати у техніко-економічних розрахунках групових сільськогосподарських водопроводів для визначення граничного строку $[T_e]$ подальшої експлуатації водоводу таким чином. Запишемо умову міцності на розрив стінки сталевого водоводу в площині подовжнього перетину водоводу, у якій стінка водоводу найбільш напружена:

$$\sigma_{cm} = \frac{pd}{2\left(\delta_t - \frac{K_\delta}{k_K} T_e\right)} \leq [\sigma_{cm}], \quad (8)$$

де σ_{cm} – напруження тиском води стінки водоводу у подовжньому перерізі, Па; $[\sigma_{cm}]$ – максимально допустиме напруження на розрив стінки водоводу, Па; p – розрахунковий тиск води у водоводі, Па; d – внутрішній діаметр водоводу (D_y), мм; δ_t – товщина стінки водоводу у поточному році t , мм; T_e – строк подальшої експлуатації водоводу, починаючи з поточного t -го року, рік; K_δ – швидкість внутрішньої корозії водоводу без інгібітору, мм/рік; k_K – коефіцієнт гальмування корозії інгібітором.

Прийнявши граничні значення: $\sigma_{ct}=[\sigma_{ct}]$; $T_e=[T_e]$, де $[T_e]$ – граничний строк подальшої експлуатації водоводу, умова (8) буде мати вигляд:

$$\frac{pd}{2\left(\delta_t - \frac{K_\delta}{k_K} [T_e]\right)} = [\sigma_{cm}], \quad (9)$$

звідки:

$$[T_e] = \frac{k_K}{K_\delta} \left(\delta_t - \frac{pd}{2[\sigma_{cm}]} \right). \quad (10)$$

Забруднення води у водоводах групових сільськогосподарських водопроводів оцінюється показником забруднення води сполуками заліза γ_z – вмістом загального заліза, у г/м^3 або у мг/дм^3 . Показник γ_z залежить від швидкості забруднення води сполуками заліза K_γ , яка визначається у грамах заліза, що переходить у воду з одного метра квадратного внутрішньої поверхні водоводу за одну добу або секунду. Швидкість K_γ має таку ж розмірність, що і K_m , але вона менша за величиною ($K_\gamma < K_m$), оскільки тільки частина продуктів корозії заліза потрапляє у воду, а частина їх накопичується на стінках водоводу.

В основу теоретичних досліджень процесу забруднення води сполуками заліза покладені такі припущення (рис. 1). В межах рекомендованого нормативним документом [7] діапазону швидкості руху води у зовнішніх водоводах $0,8 \text{ м/с} < v < 4,0 \text{ м/с}$ швидкість забруднення води K_γ і швидкість внутрішньої корозії K_m водоводу вважаються незалежними від швидкості v руху води у водоводі. Тобто, починаючи з певної швидкості руху води $v_{cm.k}$ ($0 < v_{cm.k} < 0,8 \text{ м/с}$), швидкість процесу корозії і швидкість процесу забруднення води сполуками заліза стабілізуються і будуть постійними. Тому приймається: $K_m = \text{const}$; $K_\gamma = \text{const}$ (рис.1а).

Припускається також, що у трубопроводі певного діаметру маємо лінійну залежність $\gamma_z = \Phi(t)$ вмісту загального заліза у воді від тривалості t проходження води по водоводу (рис.1б).

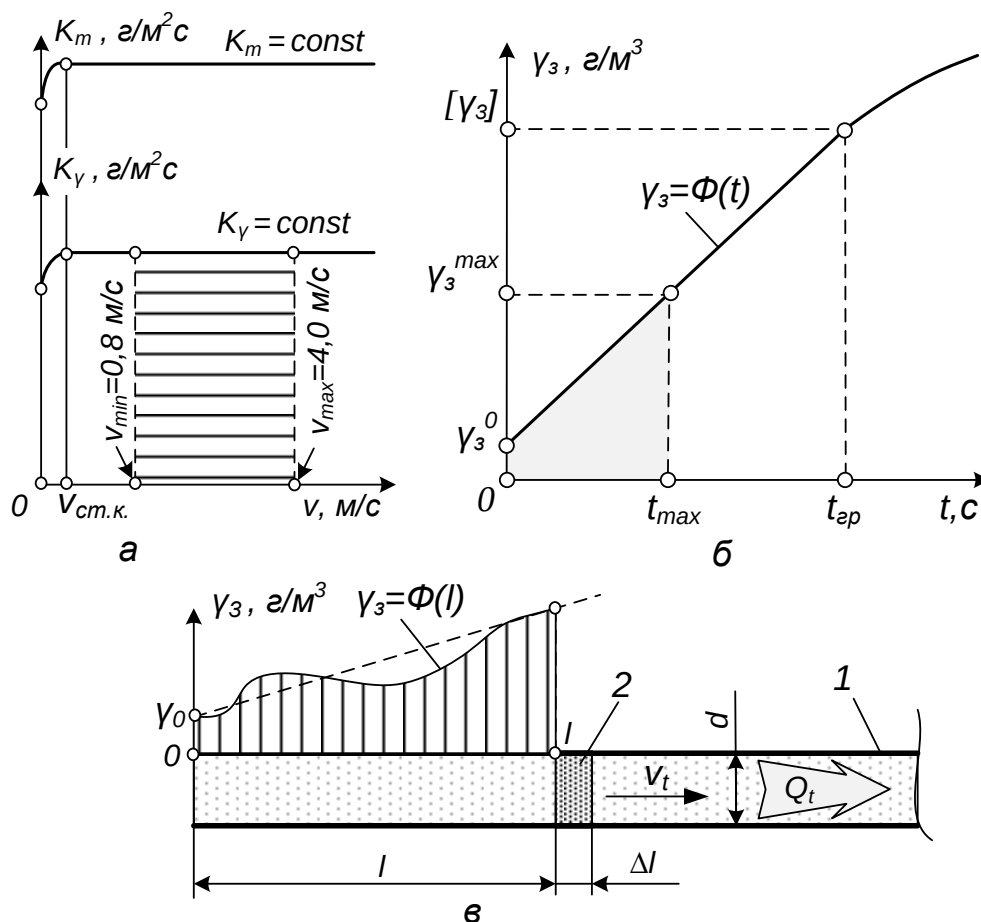


Рис.1. Априорні припущення до теоретичного визначення функціональної залежності вмісту загального заліза γ_3 у воді по довжині сталевих водоводів: **а** – характер залежностей швидкості K_m корозії внутрішніх стінок сталевих водоводів та швидкості K_v насичення води сполуками заліза від швидкості v руху води у водоводі; **б** – характер накопичення в воді сполук заліза залежно від тривалості руху води у водоводі; **в** – розрахункова схема визначення залежності вмісту загального заліза у воді від довжини водоводу; 1 – водовід; 2 – виділений елементарний об'єм води

Вважається, що в реальних умовах подачі води груповими водопроводами максимальна тривалість проходження води через водовід $t_{\max}$ не досягає граничного значення тривалості $t_{\text{гп}}$, за межами якого відбудеться насиченість води продуктами корозії заліза та порушиться лінійний характер функції $\gamma_3 = \Phi(t)$.

Виділимо у загальному потоці води водовода 1 (рис.1в) елементарний об'єм води 2 довжиною Δl . Загальний вміст заліза у виділеному об'ємі 2 складає:

$$\gamma_3^l = \gamma_3^0 + \frac{\Delta G_{\Delta l}}{V_{\Delta l}}, \quad (11)$$

де l – поточна координата знаходження виділеного об'єму води 2 в порожнині водовода, м; γ_3^0 – початковий вміст загального заліза у воді на координаті $l=0$, г/м³; γ_3^l – вміст загального заліза у воді на координаті $l>0$, г/м³; $V_{\Delta l}$ – об'єм

води, на ділянці водоводу довжиною Δl , м; $\Delta G_{\Delta l}$ – збільшення маси загального заліза в об'ємі води $V_{\Delta l}$ при проходженні ним шляху l , г.

Збільшення маси загального заліза $\Delta G_{\Delta l}$ розраховується за формулою:

$$\Delta G_{\Delta l} = K_{\gamma} \pi d \Delta l t_l, \quad (12)$$

де K_{γ} – швидкість насичення води сполуками заліза, г/м²с; t_l – проміжок часу, за який виділений об'єм води $V_{\Delta l}$ (рис.1в) проходить шлях довжиною l , с.

Об'єм води $V_{\Delta l}$ розраховується за формулою:

$$V_{\Delta l} = \frac{\pi d^2 \Delta l}{4}. \quad (13)$$

Підставивши у (11) значення ΔG_l з (12) та значення $V_{\Delta l}$ з (13), маємо:

$$\gamma_3^l = \gamma_3^0 + \frac{4K_{\gamma} t_l}{d}. \quad (14)$$

За формулою (14) визначається вміст загального заліза у воді на координаті l в межах окремої ділянки водоводу. Оскільки водовод групового водопроводу складається з багатьох ділянок, постає потреба визначення вмісту у воді загального заліза в кінці кожної ділянки. При цьому за початкові та кінцеві точки ділянок водоводу слід приймати точки: виділу води споживачам; галуження водоводу; переходу гілок водоводу до іншого діаметру.

Теоретичні залежності вмісту загального заліза у воді на кінці ділянок водоводу встановлюються для двох режимів подачі води – з постійною ($Q_l = \text{const}$) і змінною ($Q_l \neq \text{const}$) витратою води на протязі доби.

Якщо витрата води є постійною, період часу t_l подачі води водоводом на відстань l визначається за формулою:

$$t_l = \frac{\pi d^2 l}{4Q_l}. \quad (15)$$

Підставивши значення t_l з (15) у (14), маємо:

$$\gamma_3^l = \gamma_3^0 + \frac{K_{\gamma} \pi d l}{Q_l}. \quad (16)$$

Відповідно до (16) вміст загального заліза у воді γ_3^i і γ_3^N у кінцевих точках кожної проміжної i -ї та кінцевої N -ї ділянки водоводу визначається за формулами:

$$\gamma_3^i = \gamma_3^{i-1} + \frac{K_{\gamma}^i \pi d_i L_i}{Q_i}; \quad (17)$$

$$\gamma_3^N = \gamma_3^{N-1} + \frac{K_{\gamma}^N \pi d_N L_N}{Q_N}, \quad (18)$$

де i – індекс проміжної ділянки водоводу; N – індекс кінцевої ділянки усього водоводу або його окремої гілки; γ_3^{i-1} – вміст загального заліза у воді у кінцевій точці попередньої $(i-1)$ -ї ділянки та на початку i -ї ділянки, г/м³; γ_3^i – вміст загального заліза у воді у кінцевій точці i -ї ділянки водоводу, г/м³; γ_3^{N-1} і γ_3^N – вміст загального заліза у воді на початку і у кінцевій точці кінцевої N -ї ділянки усього водоводу або окремої гілки розгалуженого водоводу, г/м³; K_{γ}^i і K_{γ}^N –

швидкість насичення води сполуками заліза на i -й і N -й ділянці водоводу, г/м²с; d_i і d_N – діаметр i -ї і N -ї ділянки водоводу, м; L_i і L_N – довжина i -ї і N -ї ділянки водоводу, м; Q_i і Q_N – витрата води на i -й і N -й ділянці водоводу, м³/с.

Якщо витрата води на ділянках водоводу змінюється на протязі доби ($Q_i \neq \text{const}$) і вона не може бути визначена у вигляді аналітичної залежності, вміст загального заліза у воді γ_3^i і γ_3^N визначається відповідно до (14) за формулами:

$$\gamma_3^i = \gamma_3^{i-1} + \frac{4K_\gamma^i t_i}{d_i}; \quad (19)$$

$$\gamma_3^N = \gamma_3^{N-1} + \frac{4K_\gamma^N t_N}{d_N}, \quad (20)$$

де t_i і t_N – тривалість (період часу) проходження елементарним об'ємом води i -ї і N -ї ділянки водоводу, який визначається експериментальним шляхом, с.

За період часу t_i елементарний об'єм води проходить від початкової до кінцевої точки i -ї ділянки. При цьому через кінцеву точку i -ї ділянки за період часу t_i проходить об'єм води V_i :

$$V_i = \frac{\pi d_i^2 L_i}{4}, \quad (21)$$

де V_i – ємність робочої порожнини i -ї ділянки водоводу, м³.

За таких умов період часу t_i вимірюється за допомогою хронометра, від моменту включення інтеграційного витратоміра (лічильника води) до моменту часу, коли показання лічильника води V_i^e буде дорівнювати об'єму води V_i ($V_i^e = V_i$), розрахованого за формулою (21).

При застосуванні методів автоматизованого розрахунку вмісту у воді загального заліза γ_3^i і γ_3^N на ділянках мереж групових водопроводів доцільно замість формул (17)–(20) використовувати відповідні до них адитивні функції:

$$\gamma_3^i = \sum_{\theta=1}^i \left(\gamma_3^0 + \frac{K_\gamma^\theta \pi d_\theta L_\theta}{Q_\theta} \right), \quad \theta = \overrightarrow{1, i}; \quad (22)$$

$$\gamma_3^{\max} = \gamma_3^N = \sum_{i=1}^N \left(\gamma_3^0 + \frac{K_\gamma^i \pi d_i L_i}{Q_i} \right), \quad i = \overrightarrow{1, N}; \quad (23)$$

$$\gamma_3^i = \sum_{\theta=1}^i \left(\gamma_3^0 + \frac{4K_\gamma^\theta t_\theta}{d_\theta} \right), \quad \theta = \overrightarrow{1, i}; \quad (24)$$

$$\gamma_3^{\max} = \gamma_3^N = \sum_{i=1}^N \left(\gamma_3^0 + \frac{4K_\gamma^i t_i}{d_i} \right), \quad i = \overrightarrow{1, N}, \quad (25)$$

де θ – індекс ділянок водоводу, розташованих перед i -ю ділянкою.

Натурні дослідження процесу забруднення води сполуками заліза на Західному груповому водоводі. Для перевірки результатів теоретичних досліджень у травні 2014 року були проведені натурні дослідження забруднення води у водоводі Західного групового водопроводу (ЗГВ), рис. 2.

Основною задачею натурних досліджень було експериментальне визначення показників забруднення води $[\gamma_3^i]$ і $[\gamma_3^N]$ у кінцевих точках ділянок водоводу для порівняння їх з показниками γ_3^i і γ_3^N , розрахованими за теоретичними залежностями (19) і (20).

Методика та результати натурних досліджень. Водовід ЗГВ за вище наведеними критеріями був поділений на три ділянки. На початку і в кінці кожної ділянки фіксувались показники лічильників води та відбирались проби води, яка подавалась з кінцевих точок цих ділянок споживачам. Перша ділянка починається від майданчика 5 (рис. 2) головних очисних споруд і закінчується на майданчику 7 камери переключень та подачі води у с.м.т. Приазовське. Друга ділянка починається від майданчика 7 і закінчується на майданчику 8 подачі води у м. Приморськ. Третя ділянка водоводу починається від майданчика 8 і закінчується на комплексі 9 перед очисними спорудами м. Бердянська (рис. 2).

Першу пробу води з показником вмісту у воді загального заліза $[\gamma_3^1]=0,19\text{г/м}^3$ відбирали на початку першої ділянки 12 травня 2014 року о 9 годині. Другу пробу води з показником $[\gamma_3^1]=0,51\text{г/м}^3$ відбирали в кінці першої (на початку другої) ділянки через інтервал часу $t_1=109100\text{с}$, за який показання лічильника води на майданчику 7 (рис. 2) збільшилось на величину $V_1^e=V_1=46695\text{м}^3$, де об'єм води V_1 розраховувався за формулою (21). По закінченню інтервалу часу t_1 в момент відбору другої проби води фіксувався початок відліку інтервалу часу t_2 і об'єму води на лічильнику в кінці другої ділянки. Третю пробу води з показником $[\gamma_3^2]=1,47\text{г/м}^3$ відбирали в кінці другої (на початку третьої) ділянки через інтервал часу $t_2=302200\text{с}$, за який показання лічильника води на майданчику 8 (рис. 2) збільшилось на величину $V_2^e=V_2=111815\text{м}^3$, де об'єм води V_2 розраховувався за формулою (21). Аналогічним чином останню четверту пробу води з показником $[\gamma_3^3]=1,98\text{г/м}^3$ відбирали перед очисними спорудами м. Бердянська через інтервал часу $t_3=128960\text{с}$. Натурні дослідження процесу забруднення води тривали на протязі 6 діб, 6 годин і 4 хвилин. За цей час вода безперервно рухалася від майданчика 5 (рис. 2), де була взята її перша проба, до комплексу до комплексу 9 очисних споруд м. Бердянська, де 18 травня 2014 року у 15 годин 4 хвилини була взята її остання проба.

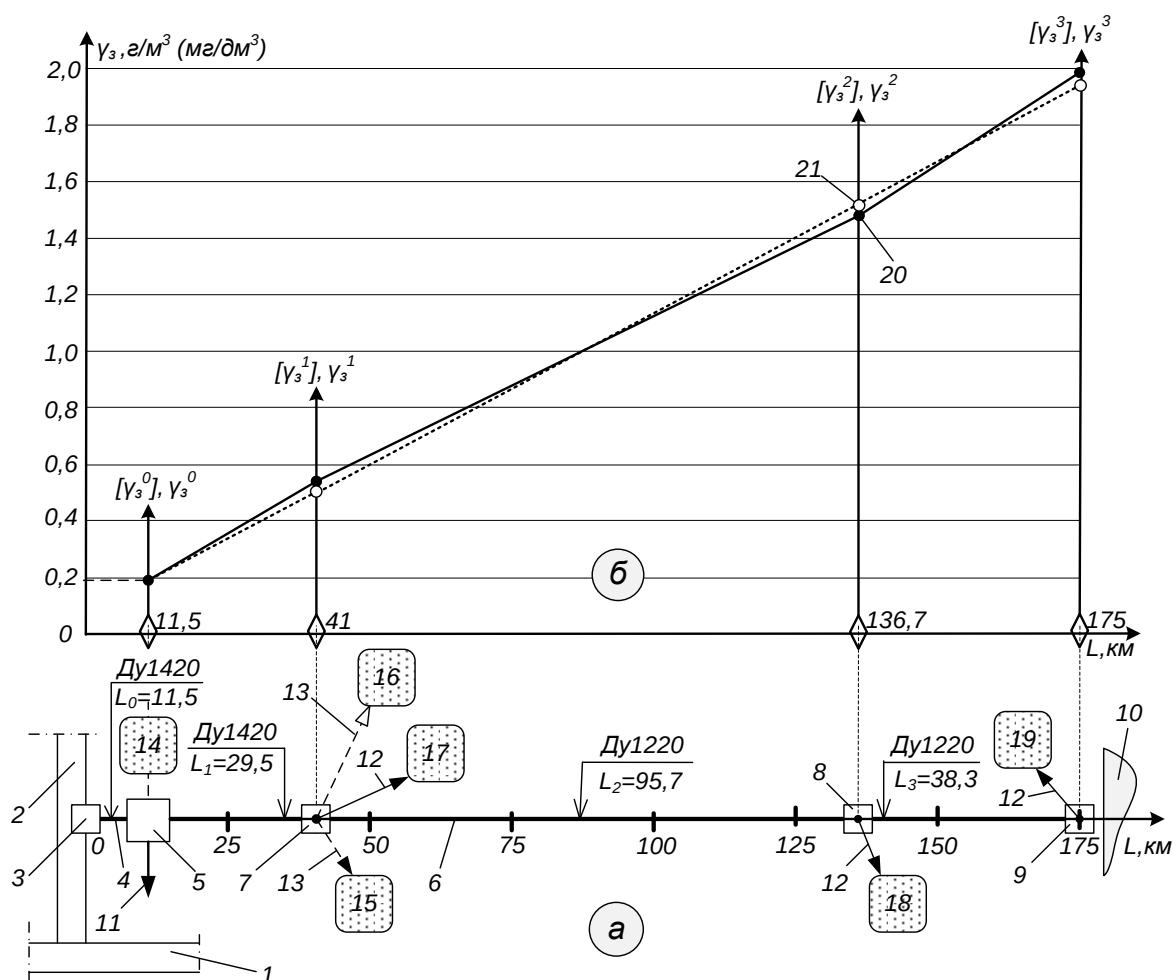


Рис. 2. Лінійна схема ЗГВ та залежність забруднення води в ньому сполуками заліза:

а – лінійна схема ЗГВ; **б** – графіки забруднення води сполуками заліза по довжині водоводу; **1** – Каховський магістральний канал; **2** – канал Р-9; **3** – комплекс водозабірних споруд і насосної станції першого підняття; **4** – напірний водогін від НС-1 до водоочисних споруд; **5** – майданчик головних водоочисних споруд і НС-2; **6** – водовод ЗГВ; **7** – майданчик камери переключень подачі води; **8** – майданчик НС-2; **9** – комплекс очисних споруд м. Бердянська і НС-3; **10** – Азовське море; **11** – скидання промивних вод у р. В. Утлюг; **12** – водопостачання населеного пункту, що підключене від ЗГВ; **13** – водопостачання населеного пункту, що тимчасово призупинене; **14** – селище Новоданилівка; **15** – с. м. т. Якимівка; **16** – м. Мелітополь; **17** – с.м.т.Приазовське; **18** – м. Приморськ; **19** – м. Бердянськ; **20** і **21** – експериментальна і теоретична залежності забруднення води сполуками заліза у ЗГВ

Таблиця 1

Результати досліджень забруднення води сполуками заліза у ЗГВ

Параметр			Од. вим.	Ділянки водоводу			
Позна- чення	Вимі- ряний	Розрахо- ваний за формулою		0	1	2	3
d_i	+	-	м	1,42	1,42	1,22	1,22
L_1	+	-	м	11500	29500	95700	38300
V_i	-	(21)	м ³	-	46695	111815	44749
V_i^e	+	-	м ³	-	46695	111815	44749
t_i	+	-	с	-	109100	302200	128960
$[\gamma_3^i]$	+	-	г/м ³	0,19	0,51	1,47	1,98
$\Delta[\gamma_3^i]$	+	-	г/м ³	-	0,32	0,96	0,51
K_{γ}^i	-	(27)	г/м ² с	-	$1,04 \times 10^{-6}$	$0,97 \times 10^{-6}$	$1,21 \times 10^{-6}$
K_{γ}	-	(29)	г/м ² с	$1,008 \times 10^{-6}$			
$\Delta\gamma_3^i$	-	(26)	г/м ³	-	0,31	1,0	0,43
γ_3^i		(19)	г/м ³	0,19	0,5	1,5	1,93

За результатами натурних досліджень на кожній ділянці визначалась відповідно до формули (19) величина збільшення у воді вмісту заліза $\Delta[\gamma_3^i]$:

$$\Delta[\gamma_3^i] = [\gamma_3^i] - [\gamma_3^{i-1}] = \frac{4K_{\gamma}^i t_i}{d_i}, \quad (26)$$

звідки на кожній ділянці визначались експериментальні значення швидкості K_{γ}^i насичення води сполуками заліза за формулою:

$$K_{\gamma}^i = \frac{d_i [\gamma_3^i]}{4t_i}. \quad (27)$$

За умови $K_{\gamma}^i \neq \text{const}$ експериментальна залежність $[\gamma_3^i]$ від довжини водоводу ЗГВ представлена графіком 20 на рис. 2.

Оскільки ділянки сталевих водоводів ЗГВ виконані з одного матеріалу, а агресивні властивості води в процесі її транспортування не змінюються, то вважається, що для усього водоводу повинно бути $K_{\gamma}^i = K_{\gamma} = \text{const}$. Величина K_{γ} визначалась за методом найменших квадратів як середньо зважена на базі трьох експериментальних значень K_{γ}^i . Для цього за умови $K_{\gamma}^i = K_{\gamma} = \text{const}$ відповідно до формули (26) була прийнята довірча функція:

$$y_i = K_{\gamma} x_i, \quad (28)$$

$$\text{де } y_i = \Delta[\gamma_3^i]; \quad x_i = \frac{4t_i}{d_i}.$$

За методом найменших квадратів величина K_{γ} була розрахована так:

$$K_{\gamma} = \frac{\sum_{i=1}^3 y_i x_i}{\sum_{i=1}^3 x_i^2} = 1,008 \cdot 10^{-6} \text{ г/м}^2 \cdot \text{с} = 0,0871 \text{ г/м}^2 \cdot \text{добу}. \quad (29)$$

Підставивши у формулу (19) замість $K\gamma^i$ величину $K\gamma$, визначену з (29), маємо графік 21 (рис. 2) теоретичної залежності γ_z^i від довжини водоводу ЗГВ, який відповідає графіку 20 експериментальної залежності γ_z^i .

Висновки

1. Встановлено, що вода, яка подається споживачам груповими сільськогосподарськими водопроводами на великі відстані, не відповідає нормативам питної, вона забруднюється в основному продуктами внутрішньої корозії сталевих водоводів, які накопичується на стінках водоводів і частково зважуються у воді, у зв'язку з чим виникає необхідність повторної очистки води у місцях її споживання та періодичній промивці сталевих водоводів.

2. Теоретичними та натурними дослідженнями встановлено, що величина забруднення води у сталевих водоводах групових сільськогосподарських водопроводів продуктами внутрішньої корозії може бути представлена у вигляді адитивної функції трьох параметрів: швидкості насичення води сполуками заліза; тривалості часу проходження води через ділянки водоводу; діаметру ділянок водоводу.

3. Проблема забруднення води при її транспортуванні груповими сільськогосподарськими водопроводами на великі відстані потребує впровадження нових концептуальних підходів у водопостачанні населених пунктів маловодних регіонів України, одним з яких є переведення централізованої системи підготовки і подачі води груповими водопроводами на децентралізовану, яка передбачає попереднє очищення води на головних спорудах найбільш простим та дешевим способом до якості технічної води та остаточного очищення 10-15% технічної води в місцях її споживання до якості питної.

Список літератури

1. Ферсман А.Е. Геохимия / А.Е Ферсман. – М.: АН СССР, 1959. – 224 с.
2. StatInfo.biz – Міжнародна економічна статистика [Електронний ресурс]: – Режим доступу: <http://statinfo.biz/Data.aspx?act=6467&lang=1>.
3. Водні ресурси: використання, охорона, управління / А.В. Яцик, Ю.М. Грищенко, Л.А. Волкова, І.А. Пашенок. – К.: Генеза, 2007. – 360с.
4. Постанова Кабінету Міністрів УРСР від 24 липня 1986 р. №261 Про заходи щодо подальшого поліпшення централізованого водопостачання сільських населених пунктів.
5. ДСанПіН 2.2.4-171-10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: Затверджено наказом Міністерства охорони здоров'я України 12.05.2010 N 400.
6. Хоружий П.Д., Петроченко О.В. Аналіз роботи Західного групового водопроводу Запорізької області / П.Д. Хоружий, О.В. Петроченко // Водне господарство України. – 2012, – №5. – С. 27-30.
7. ДБН В.2.5-74:2013 Водопостачання. Зовнішні мережі і споруди.

Надійшло до редакції 02.04.2015

В.Л. ПОЛЯКОВ, доктор технічних наук
Институт гидромеханики НАН Украины

О ТЕОРИИ ПЛОСКОРАДИАЛЬНОГО ФИЛЬТРОВАНИЯ И ЕЕ НЕКОТОРЫХ ПРИЛОЖЕНИЯХ

Зроблено огляд проведених раніше досліджень аналітичними методами нетрадиційного плоскорадіального фільтрування. Наведено деякі залежності для визначення вмісту суспензії в фільтраті, тривалості фільтроциклу, оптимальних в технологічному відношенні розмірів циліндричного завантаження. Представлено результати розрахунків характерних прикладів.

Ключові слова: плоскорадіальное фільтрування, тривалість фільтроцикла, завантаження, висота, радіус, методики.

Сделан обзор проведенных ранее исследований аналитическими методами нетрадиционного плоскорадиального фильтрования. Приведены некоторые зависимости для определения содержания взвеси в фильтрате, длительности фильтроцикла, оптимальных в технологическом отношении размеров цилиндрической загрузки. Даны результаты расчетов характерных примеров.

Ключевые слова: плоскорадиальное фильтрование, длительность фильтроцикла, загрузка, высота, радиус, методики.

Review was performed of own planar radial filtration studies by analytical methods. A few relationships were given to determine suspension content in filtrate, filter run, optimal sizes of cylindrical filter medium. Characteristic examples were calculated.

Key words: planar radial filtration, filter run, filter medium, height, radius, techniques.

При освітленні слабokonцентрованих суспензій з допомогою прямооточного фільтрування застосування хорошосорбуючих матеріалів нецелесообразно ввиду швидкого заилєння входного участка загрузки. Поэтому ускоренно растет ее гидравлическое сопротивление и преждевременно исчерпывается энергетический ресурс водоочистного фильтра. Обеспечить более равномерное распределение осадка в плоской загрузке и тем самым замедлить рост потерь напора в ней удастся благодаря, во-первых, использованию материалов с умеренной адгезионной способностью, во-вторых, устройству загрузок со слоистой структурой и зернами различной крупности. Однако в обоих случаях достигается незначительный положительный эффект. Существенно же продлить время

непрерывной работы фильтра возможно, если организовать движение суспензии в строго радиальном направлении [1, 2]. Тогда, несмотря на постоянство гидравлической нагрузки, что характерно для основного режима фильтрования, скорость фильтрования V будет переменной вдоль фильтрационного течения. Давно известно, что массообменные коэффициенты α , β существенно зависят от V [3, 4] и при математическом моделировании фильтрования оправданно принимать для них обобщенную степенную форму, так что

$$\alpha = \alpha_v V^l, \quad \beta = \beta_v V^q. \quad (1)$$

Следовательно, изменение V обусловит соответствующие изменения указанных коэффициентов. Установлено теоретическим и экспериментальным путем, что показатель степени l может быть и отрицательным, и положительным. С физической точки зрения данный факт означает, что фильтрационный процесс в состоянии соответственно ослаблять или усиливать прилипание частиц суспензии к частицам-коллекторам. Таким образом, подавая исходную воду в зависимости от способа влияния фильтрационного потока на адгезионный процесс снаружи или изнутри, в принципе возможно добиться намного более равномерного отложения взвеси в порах однородной загрузки. Если же ее материал способен интенсивно извлекать взвесь из суспензии, то осветлительный потенциал фильтра удастся реализовывать значительно полнее. О серьезных преимуществах нетрадиционного плоскорадиального фильтрования (ПРФ) перед традиционным прямоточным (ПТФ) свидетельствуют обстоятельные теоретические исследования. Наряду с историей вопроса их результаты обстоятельно изложены в ряде работ, например [5-8]. Ниже дается ретроспективное описание некоторых из них, что позволяет получить общее представление о достоинствах и перспективах ПРФ. Внимание акцентируется на приложениях разработанной теории ПРФ. Дана краткая характеристика двух из них, которые имеют особое значение для практики фильтрования. Первым является методика, предназначенная для вычисления технологических времен – времени защитного действия загрузки t_p , времени достижения потерями напора предельно допустимой величины t_h . Длительность фильтроцикла отождествляется с меньшим из них. Второе приложение представляет собой методику инженерного расчета рациональных в технологическом отношении геометрических параметров цилиндрической загрузки. Здесь под ними понимаются такие высота и радиусы слоя загрузки, при которых с учетом принимаемых ограничений гарантируется максимальная длительность фильтроцикла.

Основополагающее значение в теории ПРФ имеет математическая модель, состоящая из двух взаимосвязанных блоков. Осветлительный блок включает уравнения массопереноса и массообмена между твердой и жидкой фазами загрузки:

$$V(r)\frac{\partial C}{\partial r} \mp \frac{\partial S}{\partial t} = 0, \quad (2)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \alpha_v V^l(r)C - \beta_v V^q(r)S, \quad (3)$$

граничное и начальное условия:

$$r = r_{0,e}, \quad C = C_0; \quad t = 0, \quad S = 0. \quad (4)$$

Фильтрационный блок содержит уравнение движения (обобщенный закон Дарси) и закон изменения гидравлического сопротивления заиляемой загрузки:

$$V(r) = \pm k(S) \frac{\partial h}{\partial r}, \quad (5)$$

$$k(S) = k_0 \left[1 - \left(\gamma \frac{S}{n_0} \right)^{m_1} \right]^{m_2}; \quad (6)$$

граничное условие

$$r = r_{e,0}, \quad h = H_d. \quad (7)$$

Здесь C , S – объемные концентрации взвешенных и осажденных частиц суспензии; α_v , β_v – приведенные коэффициенты скоростей прилипания и отрыва данных частиц; r_0 , r_e – радиусы внешней и внутренней цилиндрических поверхностей; C_0 , H_d – фиксированные объемная концентрация взвеси на входе в загрузку и напор на выходе из нее; k , k_0 – коэффициенты фильтрации заиленной и чистой загрузки; h – пьезометрический напор; γ – доля по объему осажденных частиц суспензии в осадке; n_0 – пористость чистой загрузки; α_v , l , β_v , q , m_1 , m_2 – эмпирические константы; верхние знаки в (2), (5), первые индексы в (4), (7) относятся к случаю подачи исходной воды извне.

Итак, фактически сформулированы две основополагающие для теории плоскорадиального фильтрования математические задачи. С помощью аналитических методов были получены их частные строгие и общие приближенные решения. Первые пригодны для любых значений показателя l и единственного значения q (0). Вторые же могут использоваться также и при произвольных значениях q . Из указанных решений вытекают зависимости, позволяющие просто прогнозировать пространственно-временные изменения всех характеристик фильтрования. Прежде всего среди них следует выделить зависимости относительно объемных концентраций взвешенных C и осажденных частиц суспензии, а также напора. Для большей общности они давались в безразмерной форме. Их важными следствиями являлись формулы для расчета выходной концентрации взвешенного вещества C_e и потерь напора в загрузке. Ниже множество результатов теоретических исследований ПРФ иллюстрируется

отдельными формулами и уравнениями, благодаря которым удается оперативно отслеживать качество фильтрата и оценивать защитные свойства загрузки. В случае подачи исходной воды извне ключевое значение приобретает следующая приближенная формула [5, 6]

$$\bar{C}_e(\bar{t}) = \frac{C_e(t)}{C_0} = 2 \exp \left[-2\bar{\alpha}_v \int_{\bar{r}_e}^1 \frac{\xi^{1+q-l} d\xi}{2\xi^q + \bar{\beta}_v \bar{t}} \right] - \exp \frac{\bar{\alpha}_v (\bar{r}_e^{2l} - 1)}{2l}, \quad (8)$$

где $\bar{\alpha}_v = r_0 V_0^{l-1} \alpha_v$, $\bar{\beta}_v = n_0 r_0 V_0^{q-1} \beta_v$, $\bar{t} = V_0 t / (n_0 r_0)$, $\bar{r}_e = r_e / r_0$; V_0 – постоянная гидравлическая нагрузка. Подобная строгая формула была [5, 6]

$$\bar{C}_e(\bar{t}) = e^{-U_0} \left[e^{-\bar{\beta}_v \bar{t}} I_0 \left(2\sqrt{\bar{\beta}_v U_0 \bar{t}} \right) + \bar{\beta}_v \int_0^{\bar{t}} e^{-\bar{\beta}_v \lambda} I_0 \left(2\sqrt{\bar{\beta}_v U_0 \lambda} \right) d\lambda \right], \quad (9)$$

где $U_0 = \bar{\alpha}_v (1 - \bar{r}_e^{2l}) / (2 - l)$, I_0 обозначает функцию Бесселя мнимого аргумента первого рода нулевого порядка.

Исходя из вышеупомянутых решений и двух критериев, были выведены уравнения относительно технологических времен t_p , t_h . Так, в случае подачи исходной воды изнутри безразмерное время $\bar{t}_p$ предложено находить подбором из приближенного уравнения [7]

$$2 \exp \left(-2\bar{\alpha}_v \bar{r}_e^{l-1} \int_{\bar{r}_e}^1 \frac{\xi^{1+q-l} d\xi}{2\xi^q + \bar{\beta}_v \bar{r}_e^q \bar{t}_p} \right) = \bar{C}_* + \exp \frac{\bar{\alpha}_v \bar{r}_e (1 - \bar{r}_e^{l-2})}{2 - l}, \quad (10)$$

где $\bar{C}_* = C_*/C_0$, C_* – предельно допускаемая нормативами концентрация взвеси в фильтрате. В некоторых частных случаях удалось уравнение (10) разрешить относительно $\bar{t}_p$. Кстати, теоретическим путем установлено, что подача осветляемой воды снаружи предпочтительнее, если фильтрационный процесс усиливает адгезионный ($l > 0$) и, наоборот, лучше подавать такую воду изнутри при $l < 0$.

Кроме того, для теоретического обоснования оптимальных в технологическом отношении размеров цилиндрической загрузки разработана специальная методика. Более подходящей для базовых уравнений здесь оказалась размерная форма ввиду варьирования в широких пределах геометрических параметров. Их окончательный вид получен с учетом двух допущений, а именно, объем фильтрующего материала и производительность фильтра Q считались фиксированными. Тогда приближенное уравнение относительно времени t_p как функции от двух независимо менявшихся параметров (высоты загрузки L_r , радиуса r_e) стало таким [8]

$$2 \exp \left[-2\alpha_v Q^{l-1} (2\pi L_r)^{q-l+1} \int_{r_e}^{r_0(r_e, L_r)} \frac{r^{q-l+1} dr}{2(2\pi L_r r)^q + \beta_v t} \right] \\ = \bar{C}_* + \exp \left[-\alpha_v \left(\frac{Q}{2\pi L_r} \right)^{l-1} \frac{r_0^{2-l}(r_e, L_r) - r_e^{2-l}}{2-l} \right], \quad (11)$$

Опираясь на строгие и приближенные зависимости и уравнения, был проведен обстоятельный анализ осветлительного действия плоскорадиальных фильтров в разнообразных условиях. Предварительно, используя в качестве эталонов точные формализмы, показана высокая точность их приближенных аналогов. Основное же внимание в количественном анализе было уделено длительности фильтроцикла как важнейшему показателю технологической эффективности водоочистных фильтров. На рис.1 и 2 приведены характерные результаты множественных вычислений максимальной длительности t_{fm} при $l=0.333$, $q=0$ в зависимости от соответствующих ей значений высоты L_r (рис.1) и радиуса r_e (рис.1, 2). Очевидно, что при высокой адгезионной способности фильтрующего материала t_{fm} демонстрирует слабую чувствительность по отношению к L_r . Вместе с тем уменьшение L_r вынуждает для сохранения максимального значения t_{fm} резко увеличивать радиусы загрузки (рис.2).

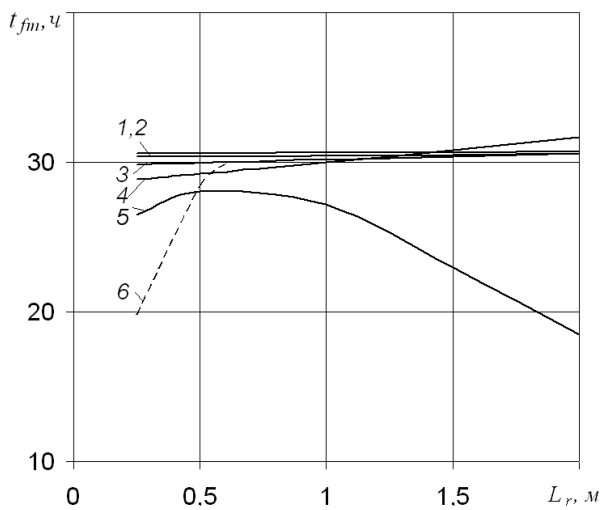


Рис.1. Зависимость $t_{fm}(L_r)$:

1 – $\alpha_v=70$, **2** – $\alpha_v=60$,
3,6 – $\alpha_v=50$,
4 – $\alpha_v=40$, **5** – $\alpha_v=30$;
6 – при $r_{e*}=2.5$ м

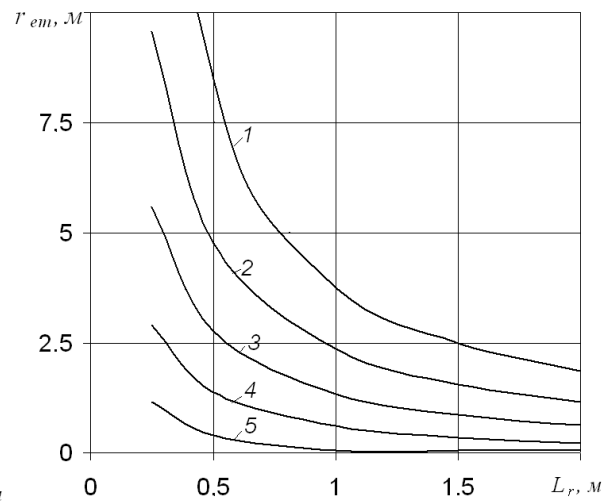


Рис.2. Зависимость $r_{em}(L_r)$:

1 – $\alpha_v=70$, **2** – $\alpha_v=60$,
3 – $\alpha_v=50$,
4 – $\alpha_v=40$, **5** – $\alpha_v=30$

Аналогичная методика была разработана для проточного фильтрования, что позволило корректно сопоставить действие плоской и цилиндрической загрузок. В итоге выяснилось, что при применении активно

сорбирующего взвесь материала вследствие более равномерного распределения осадка в цилиндрической загрузке возможно значительное продление работы фильтра до очередной промывки. Эффект при этом выражался в увеличении длительности фильтроцикла на многие десятки и даже сотни процентов [8].

В целом можно констатировать, что разработка теории плоскорадиального фильтрования, пока только при постоянной гидравлической нагрузке, позволяет осуществлять надежный прогноз разделения суспензии в плоскорадиальном фильтре. Ее важнейшими приложениями явились методики теоретического обоснования длительности фильтроцикла и размеров цилиндрической загрузки, при которых достигается максимальная отдача от ПРФ.

Список литературы

1. *Войтов Е.П.* Доочистка биологически очищенных городских сточных вод на радиальных фильтрах. Автореферат дис. на соиск. учен. степени канд. техн. наук (05.23.04). – Новосибирск, 1974. – 27 с.
2. *Дзюбо В.В., Алферова Л.И.* Фильтрование природных вод в режиме неравномерных скоростей // Вестник ТГАСУ. – 2007. – № 2. – С.180-190.
3. *Сенявин М.М., Веницианов Е.В., Аюкаев Р.И.* О математических моделях и инженерных методах расчета процесса очистки природных вод фильтрованием // Водн. ресурсы. – 1977. - № 2. – С.157-170.
4. *Rajagopalan R., Tien C.* Trajectory analysis of deep-bed filtration with the sphere-in-cell porous media model // AJChE. – 1976. – 22. – P.523-533.
5. *Поляков В.Л.* Теоретическое обоснование плоскорадиального фильтрования суспензии // Прикладна гідромеханіка. – 2014. – 16 № 3. – С. 52-62.
6. *Поляков В.Л.* Теоретический анализ плоскорадиального фильтрования // Вода и экология, проблемы и решения. – 2015. – 2(62). – С.14-24.
7. *Поляков В.Л.* Расчет плоскорадиального фильтрования при подаче суспензии изнутри // Водоочистка, водоподготовка, водоснабжение. – 2015. – № 5 (89). – С.16-21.
8. *Поляков В.Л.* О рациональном выборе формы и размеров загрузки водоочистного фильтра// Водоочистка, водоподготовка, водоснабжение. – 2015. – № 0 (93). – С.8-16.

Надійшло до редакції 17.11.2015

В.Л. ПОЛЯКОВ, доктор технических наук

Институт гидромеханики НАН Украины

А.А. КРАВЧУК, аспирант

Киевский национальный университет строительства и архитектуры

О ГИДРАВЛИКЕ ВОДООЧИСТНЫХ БЕЗНАПОРНЫХ ФИЛЬТРОВ НА НАЧАЛЬНЫХ СТАДИЯХ ФИЛЬТРОВАНИЯ

У технологічному процесі фільтрування виділені дві початкові стадії, протягом яких безнапірний фільтр фактично готується до інтенсивного освітлення суспензії. Сформовані та строго вирішені дві математичні задачі, які описують динаміку руху води, що очищається, над шаром завантаження, у самому завантаженні та відвідних комунікаціях. На типових прикладах обґрунтована правочинність умовного розподілу вищезгаданого процесу на три стадії.

Ключові слова: фільтрування; суспензія; кінетика; осад; фільтроцикл; фільтрат.

В технологическом процессе фильтрования выделены две начальные стадии, в течении которых безнапорный фильтр фактически подготавливается к интенсивному осветлению суспензии. Сформулированы и строго решены две математические задачи, описывающие динамику движения очищаемой воды над слоем загрузки, в самой загрузке и отводящих коммуникациях. На типичных примерах обоснована правомочность условного разделения вышеупомянутого процесса на три стадии.

Ключевые слова: фильтрование; суспензия; кинетика; осадок; фильтроцикл; фильтрат.

Two initial stages were derived in the technological process of deep bed filtration during which the filter was prepared for intensive suspension clarification. To describe dynamics of pure water above the filter medium layer, within it and in discharge communications, two mathematical tasks were formulated and solved exactly. Correctness of formal separation of the above-mentioned process into three stages was substantiated at typical examples.

Key words: filtration; suspension; kinetics; sediment; filtration cycle; filtrate.

Введение

Для подготовки воды необходимого качества в практике водоочистки находят широкое применение безнапорные фильтры с зернистой загрузкой. Схема такого фильтра приведена на рис. 1.

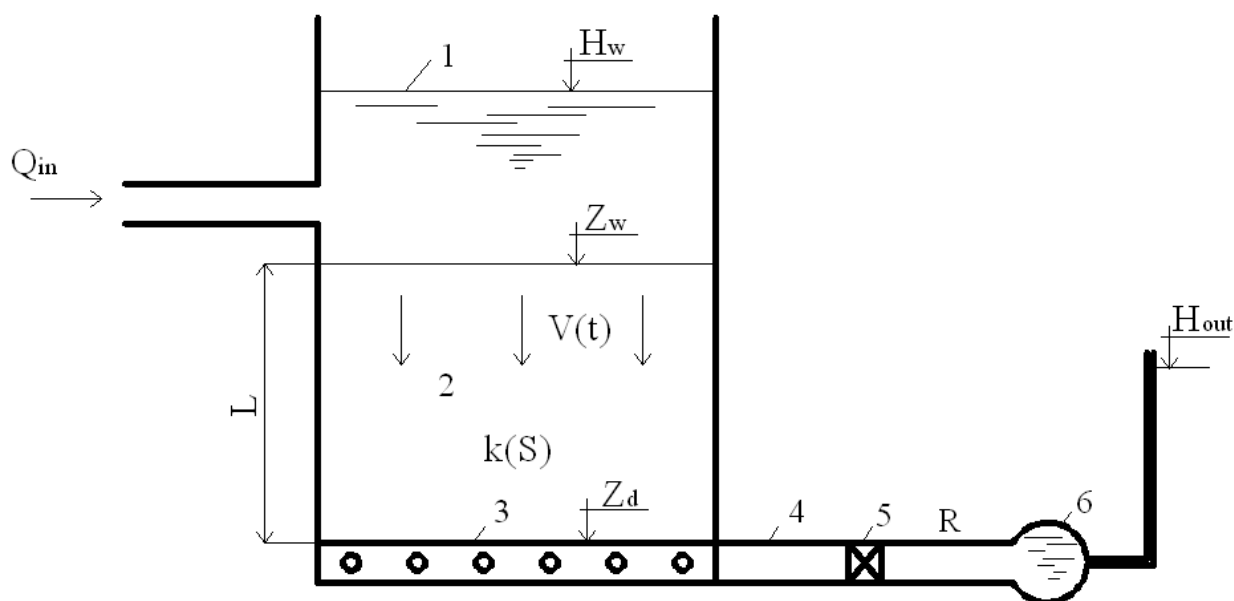


Рис. 1. Схема фильтровальной установки:

1 – уровень воды над фильтром; 2 – тело фильтра; 3 – сборный или распределительный трубопровод; 4,5 – трубы и арматура; 6 – отводящий трубопровод

Часто причиной остановки фильтровальной установки становятся чрезмерные затраты механической энергии на преодоление гидравлического сопротивления всех составляющих ее конструктивных элементов, включая подводящие и отводящие коммуникации, а также сам фильтр. Поэтому для оптимизации ее работы большое значение приобретает прогноз роста общих потерь напора и особенно потерь в слое пористой загрузки. Как правило, из-за превышения проходной составляющей водного баланса безнапорного фильтра расходной составляющей, выше слоя загрузки интенсивно накапливается неосветленная вода. С самого начала очередного фильтроцикла над поверхностью загрузки появляется уровень воды, который затем в течение всего периода фильтрования постепенно, причем неравномерно во времени, поднимается. Как следствие, напор на входе в загрузку соответствующим образом увеличивается, а значит растут скорость фильтрации и производительность фильтра. Подобное усиление фильтрации важно вследствие прогрессирующего заиления, фильтрующего материала, что неизбежно ведет к уменьшению указанной скорости. Однако, характерные времена процессов аккумуляции в фильтре воды и взвешенного вещества существенно разнятся, что дает основание в технологическом процессе осветления суспензии выделить начальные стадии, которые предшествуют основной. Благодаря их кратковременности в загрузке успевает образоваться лишь минимальное количество осадка, так что им на данных стадиях оправдано пренебрегать и ограничиться рассмотрением исключительно гидравлических аспектов действия фильтра. Итак, ниже аналитическими методами последовательно изучается формирование

поверхностного слоя сырой воды сначала при заполнении пор загрузки суспензией (первая стадия), а затем быстрый подъем вышеупомянутого уровня при практически чистой загрузке (вторая стадия). Подача воды на фильтр осуществляется с постоянным расходом, что характерно для промышленного фильтрования. Целью этих теоретических исследований является установление исходного входного напора (уровня) для последующего длительного разделения суспензии.

Первая стадия

Для первой стадии характерно образование и перемещение вниз по загрузке фронта насыщения, который разделяет ее на участки с заполненными и незаполненными сырой водой порами. Здесь и в дальнейшем принимается более распространенное в практике фильтрования нисходящее направление фильтрационного потока, хотя в рассматриваемом диапазоне скоростей фильтрования V его выбор для теоретических исследований не имеет принципиального значения. Тогда математическая модель, совместно описывающая на данной стадии динамику воды над загрузкой и внутри нее, имеет следующий вид:

$$\omega \frac{dH_{w1}}{dt} = Q_{in} - \omega V_1(t); \quad (1)$$

$$\frac{\partial^2 h_1}{\partial z^2} = 0; \quad (2)$$

$$t = 0, \quad H_{w1} = Z_w; \quad (3)$$

$$z = Z_w, \quad h_1 = H_{w1}; \quad z = Z_f, \quad h_1 = Z_f. \quad (4)$$

Здесь H_{w1} , Z_w , Z_f – отметки уровня воды над загрузкой, поверхности загрузки и фронта насыщения (рис.1); ω – площадь поверхности загрузки; Q_{in} – расход подаваемой на фильтр воды; V_1 , h_1 – скорость фильтрования и пьезометрический напор на первой стадии. В модели (1)–(4) не принимаются во внимание капиллярные силы, действующие на фронте насыщения [1-3], что оправдано вследствие кратковременности данной стадии и высокой проницаемости пористой среды. Глубина промоченной зоны загрузки быстро увеличивается, причем отметка Z_f является неизвестной функцией от времени.

Решение уравнения (2) при граничных условиях (4) дает такие выражения для напора h_1 и скорости V_1 :

$$h_1(z, t) = H_{w1}(t) + \frac{H_{w1}(t) - Z_f(t)}{Z_w - Z_f(t)} (z - Z_w), \quad (5)$$

$$V_1(t) = k_0 \frac{H_{w1}(t) - Z_f(t)}{Z_w - Z_f(t)}, \quad (6)$$

где k_0 – коэффициент фильтрации чистой загрузки. На фронте насыщения справедливо кинематическое условие, которое с учетом (6) будет:

$$-\frac{dZ_f}{dt} = \frac{V_1}{n_0} = \frac{k_0}{n_0} \cdot \frac{H_{w1} - Z_f}{Z_w - Z_f}, \quad (7)$$

где n_0 – пористость чистой загрузки. К условию (7) присоединяется трансформированное уравнение (1), а именно,

$$\omega \frac{dH_{w1}}{dt} = Q_{in} - k_0 \omega \frac{H_{w1} - Z_f}{Z_w - Z_f}, \quad (8)$$

а также начальные условия (3) и

$$t = 0, \quad Z_f = Z_w. \quad (9)$$

Таким образом имеет место относительно двух неизвестных величин (Z_f , H_{w1}) система двух уравнений (7), (8). Прежде всего из нее вытекает связь между указанными величинами

$$H_{w1} = \frac{Q_{in}}{\omega} t + n_0 Z_f. \quad (10)$$

После подстановки (10) в уравнение (7) получено:

$$\frac{dZ_f}{dt} - \frac{k_0}{n_0 \omega} \cdot \frac{\omega(1-n_0)(Z_w - Z_f) + Q_{in}t}{Z_w - Z_f} = 0. \quad (11)$$

Задаче (9), (11) удовлетворяет простое выражение

$$Z_w - Z_f = \lambda t. \quad (12)$$

Тогда из (11) следует квадратное уравнение относительно λ

$$\lambda^2 - \frac{k_0(1-n_0)}{n_0} \lambda - \frac{k_0 Q_{in}}{n_0 \omega} = 0. \quad (13)$$

Физический смысл имеет следующий корень

$$\lambda = \frac{k_0(1-n_0)}{2n_0} \left(\sqrt{\frac{4n_0 Q_{in}}{k_0 \omega (1-n_0)^2} + 1} + 1 \right). \quad (14)$$

Из (3), (8) с учетом выражения (14) найдено

$$H_{w1}(t) = Z_w + \left(\frac{Q_{in}}{\omega} - n_0 \lambda \right) t. \quad (15)$$

Скорость V_1 , как вытекает из (6), (12) и (15), будет постоянной

$$V_1 = \frac{k_0}{\lambda} \left(\frac{Q_{in}}{\omega} + \lambda - n_0 \lambda \right). \quad (16)$$

Очевидно, что загрузка полностью промочится (заполнится сырой водой) к моменту времени

$$t_1 = \frac{Z_w - Z_d}{\lambda}, \quad (17)$$

где Z_d – отметка основания загрузки. При этом уровень воды над загрузкой окажется на отметке

$$H_{w1}(t_1) = Z_w + \left(\frac{Q_{in}}{\omega} - n_0 \lambda \right) \frac{Z_w - Z_d}{\lambda}. \quad (18)$$

Чтобы придать расчетным зависимостям и уравнениям более общий вид, здесь и дальше вводятся безразмерные переменные и параметры

$$\tilde{H}_{w1} = \frac{H_{w1} - H_{out}}{Z_w - Z_d}, \quad \bar{t} = \frac{k_0 t}{Z_w - Z_d}, \quad \tilde{Z}_w = \frac{Z_w - H_{out}}{Z_w - Z_d},$$

$$\bar{Q}_{in} = \frac{Q_{in}}{\omega k_0},$$

так что

$$\bar{\lambda} = \frac{\lambda}{k_0} = \frac{1 - n_0}{2n_0} \left(\sqrt{\frac{4n_0 \bar{Q}_{in}}{(1 - n_0)^2} + 1} + 1 \right).$$

Здесь H_{out} – напор в коллекторе фильтрата, $Z_w - Z_d = L$ – высота загрузки. Тогда относительное время окончания первой стадии будет

$$\bar{t}_1 = \frac{1}{\bar{\lambda}}, \quad (19)$$

а к этому моменту приведенная отметка $\tilde{H}_{w1}$ достигает величины

$$\tilde{H}_{w1}(\bar{t}_1) = \tilde{Z}_w + (\bar{Q}_{in} - n_0 \bar{\lambda}) \bar{t}_1. \quad (20)$$

Вторая стадия

Вторая стадия характеризуется интенсивным накоплением сырой воды выше поверхности загрузки ввиду недостаточной пропускной способности пока еще фактически незаиленной пористой среды. Ниже используется индекс “2”, означающий, что соответствующая характеристика относится ко второй стадии. Пренебрегая процессом осветления суспензии и его влиянием на динамику и баланс жидкости в фильтре, за основу новой модели можно взять предыдущую модель и при этом дополнительно учесть влияние отводящих коммуникаций, последствия первой стадии. В результате исходная модель принимает такой вид

$$\omega \frac{dH_{w2}}{dt} = Q_{in} - \omega V_2(t); \quad (21)$$

$$\frac{\partial^2 h_2}{\partial z^2} = 0; \quad (22)$$

$$V_2 = k_0 \frac{\partial h_2}{\partial z}; \quad (23)$$

$$H_d(t) = H_{out} + R \omega^2 V_2^2(t); \quad (24)$$

$$t = 0, \quad H_{w2} = H_{w1}(t_1) = H_{w2}^0; \quad (25)$$

$$z = Z_w, \quad h_2 = H_{w2}; \quad z = Z_d, \quad h_2 = H_d; \quad (26)$$

где R – гидравлическое сопротивление отводящих коммуникаций; H_d – напор в основании загрузки; V_2 , h_2 – скорость фильтрования и пьезометрический напор на второй стадии.

В первую очередь найдено распределение напора в загрузке

$$h_2(z, t) = H_{w2}(t) + \frac{H_{w2}(t) - H_d(t)}{L}(z - Z_w). \quad (27)$$

С учетом (24) из (27) получено квадратное уравнение относительно V_2

$$R\omega^2 V_2^2 + \frac{L}{k_0} V_2 - H_{w2} + H_{out} = 0.$$

Таким образом

$$V_2 = \frac{L}{2k_0 R \omega^2} \left(\sqrt{\frac{4k_0^2 \omega^2 R (H_{w2} - H_{out})}{L^2} + 1} - 1 \right). \quad (28)$$

Тогда задача относительно отметки уровня воды над загрузкой включает уравнение

$$\omega \frac{dH_{w2}}{dt} = Q_{in} - \frac{L}{2k_0 R \omega} \left(\sqrt{\frac{4k_0^2 \omega^2 R (H_{w2} - H_{out})}{L^2} + 1} - 1 \right) \quad (29)$$

и условие (25). В общем случае решение этой задачи имеет следующую интегральную форму

$$t(H_{w2}) = 2k_0 \omega^2 R \mathcal{Y}(H_{w2}), \quad (30)$$

где

$$\mathcal{Y}(H_{w2}) = \int_{H_{w2}^0}^{H_{w2}} \frac{d\xi}{2k_0 \omega R Q_{in} + L - \sqrt{4k_0^2 \omega^2 R (\xi - H_{out}) + L^2}}.$$

После перехода к относительным величинам вид основной расчетной зависимости (30) заметно упрощается и, с учетом времени первой стадии, составит:

$$\bar{t}(\tilde{H}_{w2}) = 2\bar{R} \mathcal{Y}(\tilde{H}_{w2}) + \bar{t}_1, \quad (31)$$

где

$$\begin{aligned} \mathcal{Y}(\tilde{H}_{w2}) = & \int_{\tilde{H}_{w2}^0}^{\tilde{H}_{w2}} \frac{d\xi}{2\bar{R}\bar{Q}_{in} + 1 - \sqrt{4\bar{R}\xi + 1}} = \frac{1}{4\bar{R}} \left[(2\bar{R}\bar{Q}_{in} + 1) \ln \frac{\tilde{H}_{w2}^0 - \bar{Q}_{in} - \bar{R}\bar{Q}_{in}^2}{\tilde{H}_{w2} - \bar{Q}_{in} - \bar{R}\bar{Q}_{in}^2} + 2\sqrt{4\bar{R}\tilde{H}_{w2}^0 + 1} \right. \\ & \left. - 2\sqrt{4\bar{R}\tilde{H}_{w2} + 1} + (2\bar{R}\bar{Q}_{in} + 1) \ln \frac{(2\bar{R}\bar{Q}_{in} + 1 + \sqrt{4\bar{R}\tilde{H}_{w2} + 1})(2\bar{R}\bar{Q}_{in} + 1 - \sqrt{4\bar{R}\tilde{H}_{w2}^0 + 1})}{(2\bar{R}\bar{Q}_{in} + 1 - \sqrt{4\bar{R}\tilde{H}_{w2} + 1})(2\bar{R}\bar{Q}_{in} + 1 + \sqrt{4\bar{R}\tilde{H}_{w2}^0 + 1})} \right], \end{aligned}$$

$$\bar{R} = \frac{k_0^2 \omega^2}{L} R.$$

Из формулы (31) в двух предельных случаях вытекают простые выражения для искомой функции $\tilde{H}_{w2}(\bar{t})$. Так, при $\bar{R} \rightarrow 0$ (ничтожно малое сопротивление отводящих коммуникаций) легко получить

$$\tilde{H}_{w2}(\bar{t}) = \bar{Q}_{in} - (\bar{Q}_{in} - \tilde{H}_{w2}^0) e^{-\bar{t}}. \quad (32)$$

Если же, наоборот, сопротивление указанных коммуникаций бесконечно большое ($\bar{R} \rightarrow \infty$), то вся поступающая на фильтр вода будет аккумулялироваться над загрузкой и тогда

$$\tilde{H}_{w2}(\bar{t}) = \tilde{H}_{w2}^0 + \bar{Q}_{in} \bar{t}. \quad (33)$$

В действительности подъем уровня сырой воды в фильтре происходит выражено неравномерно – очень быстро на первой стадии и в начале второй, а затем резко замедляется, асимптотически приближаясь к приведенной отметке

$$\tilde{H}_m = \tilde{H}_{w2}(\infty) = \bar{Q}_{in} + \bar{R} \bar{Q}_{in}^2. \quad (34)$$

Очевидно, что величина $\tilde{H}_m$ линейно зависит от $\bar{R}$ и при варьировании последнего от 0 до ∞ , что согласуется с (32), (33).

Обсуждение результатов расчетов примеров

Для иллюстрации выведенных выше расчетных зависимостей, а также демонстрации правомочности выделения в технологическом процессе фильтрования начальных стадий выполнен количественный анализ с использованием типичных исходных данных. Так, зафиксированы значения $n_0 = 0,4$, $\tilde{Z}_w = 1,25$, а сопротивление $\bar{R}$ в примерах дискретно изменялось от 0 до 2. Предметом расчетов стали приведенные отметки – текущая $\tilde{H}_{w2}$ и установившаяся $\tilde{H}_m$. В первую очередь определялась уровенная динамика на обеих рассмотренных стадиях при дополнительно заданном $\bar{Q}_{in} (1,5)$ и четырех значениях $\bar{R}$. Результаты вычислений $\tilde{H}_{w2}$ вплоть до момента времени $\bar{t} = 10$ представлены на рис. 2.

Как следует из рисунка все четыре графика совпадают на интервале времени от 0 до 0,345 (время окончания первой стадии) поскольку здесь отводящие коммуникации еще не влияют на фильтрационный процесс (соответствующая единая линия показана пунктиром). К моменту $\bar{t} = \bar{t}_1 = 0,345$ отметка $\tilde{H}_w$ достигает значения 1,381 и последующее ее увеличение теперь существенно зависит от $\bar{R}$. При неограниченной во времени фильтрации чистой воды приведенная отметка стабилизировалась на следующих отметках: 2,0625 при $\bar{R} = 0,25$; 2,625 при $\bar{R} = 0,5$; 3,1875 при $\bar{R} = 0,75$ и 3,75 при $\bar{R} = 1$. Однако, судя по рис.2, уже при $\bar{t} \geq 5$ текущая отметка оказывается близкой к максимальной для данных условий. Вместе с тем характерное время фильтрования суспензии на один – два порядка больше, что и оправдывает разделение указанного процесса на три стадии. Итак, на протяжении первых двух стадий фильтр фактически только подготавливается к основной своей работе по осветлению суспензии, которая затем выполняется на третьей, главной стадии.

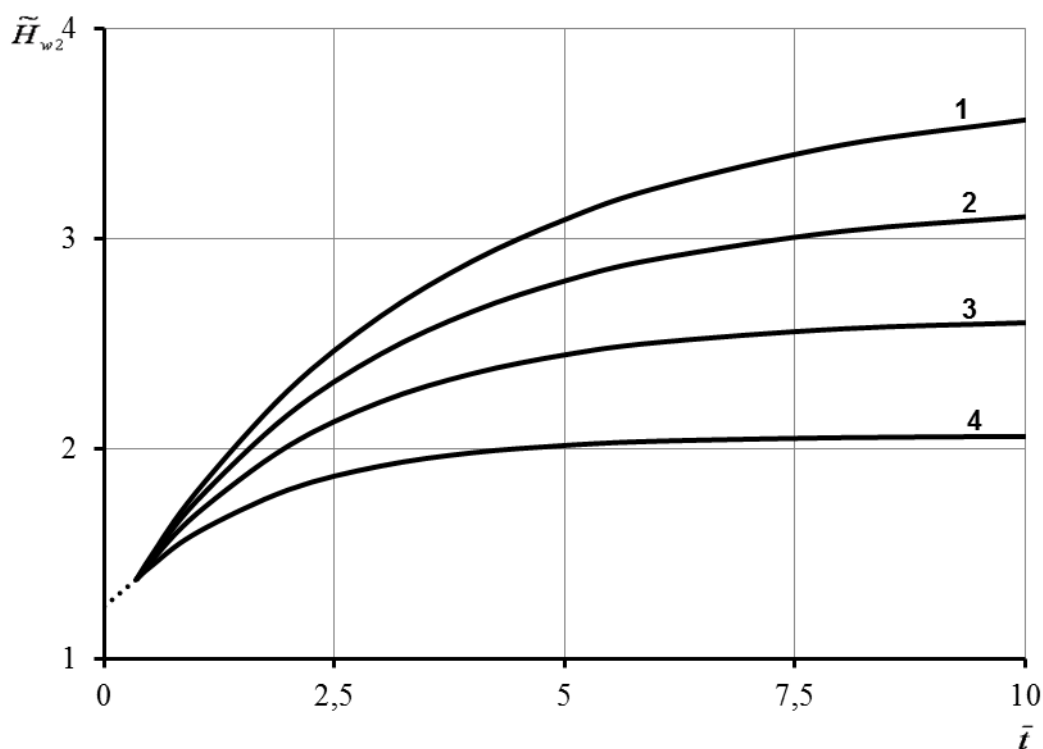


Рис. 2. Подъем уровня сырой воды над загрузкой со временем:

1 – $\bar{R} = 1$; 2 – $\bar{R} = 0,75$; 3 – $\bar{R} = 0,5$; 4 – $\bar{R} = 0,25$

Именно эта стадия будет нами в дальнейшем обстоятельно изучаться аналитическими методами. Начальную же отметку для третьей стадии $\tilde{H}_w(0)$ предполагается вычислять по формуле (34), согласно которой ее значение зависит от двух параметров – $\bar{Q}_{in}$ и $\bar{R}$.

Данные расчетов $\tilde{H}_m$ для шести значений $\bar{R}$ и при изменении от 1 до 2 параметра $\bar{Q}_{in}$, характеризующего превышение подаваемой на фильтр сырой воды над пропускной способностью чистого слоя загрузки, показаны на рис. 3.

Выводы

В технологическом процессе осветления суспензии выделяют две начальные стадии, которые предшествуют основной. На протяжении первой стадии происходит формирование поверхностного слоя сырой воды при заполнении пор загрузки. На протяжении второй – быстрый подъем вышеупомянутого уровня при практически чистой загрузке.

На первой стадии сопротивление отводящих коммуникаций не влияет на фильтрационный процесс. Но начинает существенно влиять на второй стадии.

На протяжении первых двух стадий фильтр фактически только подготавливается к основной третьей стадии по осветлению суспензии. Значение начальной отметки уровня воды над загрузкой для третьей стадии зависит от расхода подаваемой на фильтр воды и сопротивления в отводящих коммуникациях.

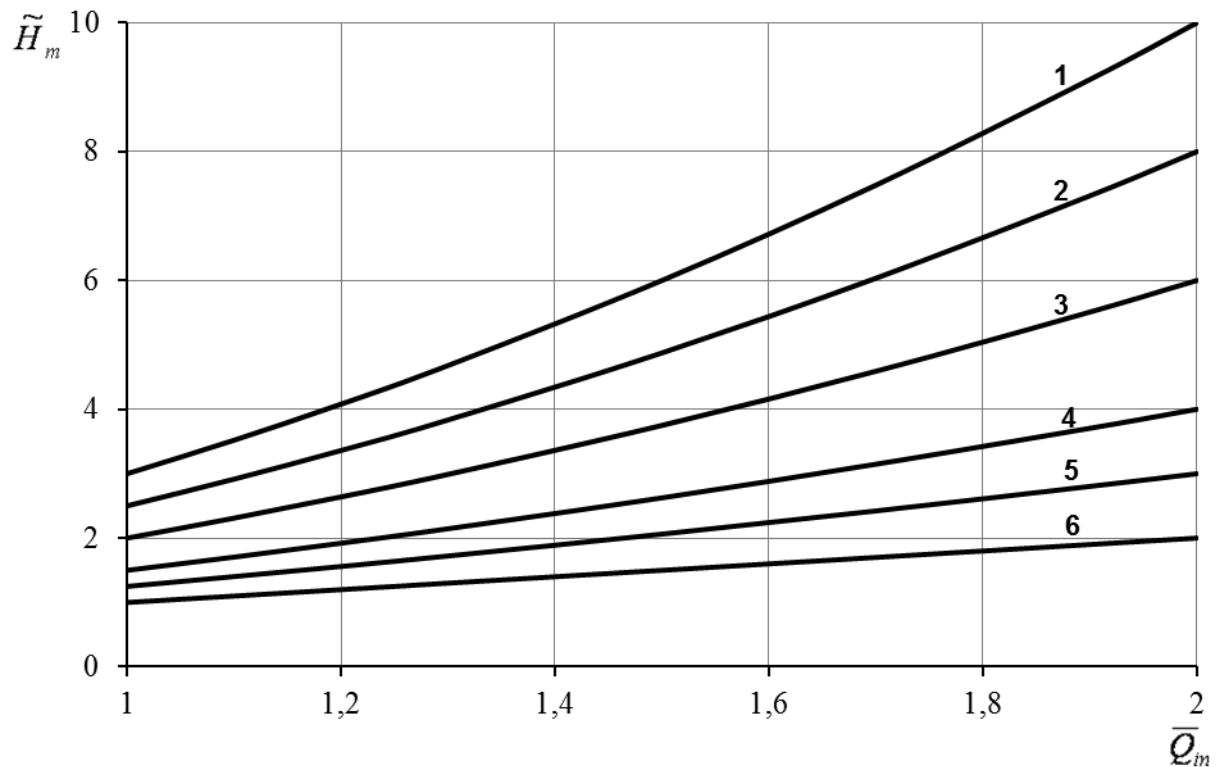


Рис. 3. Зависимость $\tilde{H}_m(\bar{Q}_{in})$:

1 – $\bar{R} = 2$; 2 – $\bar{R} = 1,5$; 3 – $\bar{R} = 1$; 4 – $\bar{R} = 0,5$; 5 – $\bar{R} = 0,25$; 6 – $\bar{R} = 0$

Очевидно, что отводящие коммуникации в состоянии оказать серьезное влияние на интенсивность фильтрования.

Список литература

1. Тусев Е.М. Экспериментальные исследования напорного впитывания. – В кн.: физика почвенных вод. – М.: Наука. – 1981. – С.195-205.
2. Elric D.E., Parkin G.W., Reynolds W.D., Fallow D.J. Analysis of early-time and steady-state single ring infiltration under falling head conditions // Water Resour. Res. – 1995.-31. – P.1883-1893.
3. Neuman S.P. Hydraulic head at the wetting front in the Green-Ampt model // Water Resour. Res. – 1976. –12. – P.564-566

Надійшло до редакції 28.04.2015

В. М. РОССІНСЬКИЙ, кандидат технічних наук

Л. А. САБЛІЙ, доктор технічних наук

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

ІНТЕНСИФІКАЦІЯ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД, ЩО МІСТЯТЬ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНІ РЕЧОВИНИ

В статті приведено шляхи удосконалення існуючих технологій очищення стічних вод, що містять поверхнево-активні речовини. Наведені результати експериментальних досліджень з впливу поверхнево-активних речовин на кінетику розділення мулової суміші та муловий індекс.

Ключові слова: ПАР, стічні води, технологія, очищення, активний мул.

В статье приведены пути усовершенствования существующих технологий очистки сточных вод, содержащих поверхностно-активные вещества. Приведены результаты экспериментальных исследований по влиянию поверхностно-активных веществ на кинетику разделения иловой смеси и иловый индекс.

Ключевые слова: ПАВ, сточные воды, технология, очистка, активный ил.

In the article, the ways to improve the existing technologies of sewage water containing surfactants. The experimental results on the effect of surfactants on the kinetics of separation of mixed liquor and sludge index are presented.

Keywords: surfactants, wastewater, technology, treatment, activated sludge.

Постановка проблеми

З 90-их років ХХ ст., поступово, частка абонентів з промисловими потужностями централізованого водовідведення міст України знижується. Порівняно з 90-ми роками ХХ ст. норми водовідведення в містах України наразі є значно нижчими і в середньому складають 110...160 дм³/(людину·добу). Зниження норми водовідведення призводить до поступового збільшення концентрації забруднень, що транспортуються водовідвідними мережами на очисні споруди каналізації міст.

Активне використання абонентами централізованого водовідведення миючих засобів та пральних порошків призводить до додаткового навантаження на очисні споруди каналізації за поверхнево-активними речовинами.

Для міських стічних вод вміст синтетичних поверхнево-активних речовин складає 8...35 мг/дм³.

Поверхнево-активні речовини негативно впливають на процеси біологічного очищення міських стічних вод. При вмісті в стічних водах синтетичних поверхнево-активних речовин більше 20 мг/дм³ пригнічується життєдіяльність гетеротрофних мікроорганізмів активного мулу, що призводить до зниження деструктивної здатності та негативно відображається на загальному прирості біомаси активного мулу. Наявність синтетичних поверхнево-активних речовин в міських стічних водах призводить до виносу активного мулу з очищеними стічними водами з вторинних відстійників, погіршення зневоднення осадів на мулових майданчиках.

Питаннями розробки та впровадження технологій очищення стічних вод від поверхнево-активних речовин шляхом введення коагулянтів із порошкоподібними сорбентами приділено увагу в роботах Когановського О. М., Мешкової-Клименко Н. А., Синельнікової А. В., Невинної Л. В. [1]. Фундаментальні розробки технологій біологічного очищення стічних вод від синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) за допомогою мікроорганізмів-деструкторів одержано в роботах Ротмістрова М. М., Ставської С. С., Гвоздяка П. І., Удод В. М., Таранової Л. А., Радченко О. С., Овчарова Л. Ф. [2]. Засадам фізико-хімічного очищення стічних вод від СПАР приділено роботи Лукіних Н. О., Пушкарьова В. В., Трофімова Д. І., Астреліна І. М., Толстопалової Н. М., Обушенко Т. І., Косогіної І. В., Крimeць Г. В., Киливника К. Є., Волкової Г. О. [3].

Розробка заходів щодо удосконалення існуючих технологічних рішень на базі діючих очисних споруд каналізації з метою інтенсифікації очищення стічних вод, враховуючи наявність поверхнево-активних речовин, є актуальною задачею.

Мета роботи полягає у встановленні напрямку інтенсифікації очищення міських стічних вод, враховуючи наявність поверхнево-активних речовин.

Основна частина

На міських каналізаційних очисних станціях очищення стічних вод проводиться в спорудах механічного (механізовані решітки, пісковловлювачі, первинні відстійники) і біологічного очищення (аеротенки) та знезараження перед випуском у природну водойму (рис. 1).

В роботі очисних споруд каналізації міст має місце ряд проблем:

- недосконалість технологій щодо вилучення токсичних домішок зі стічних вод (СПАР, іони важких металів), що спричиняють отруєння, спухання активного мулу і його винос із вторинних відстійників;
- піноутворення, яке може виникати навіть на стадіях біологічного очищення;
- недостатній ступінь видалення сполук фосфору зі стічних вод;
- низький ступінь зневоднення активного мулу на мулових майданчиках упродовж тривалого часу;
- незабезпечення ефективного видалення зі стічних вод сполук азоту на традиційних очисних спорудах.

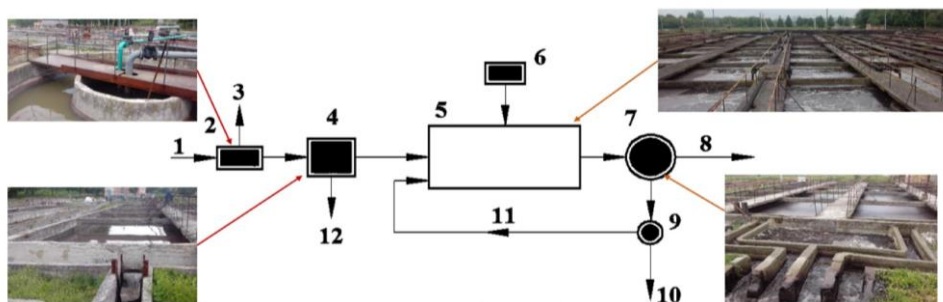


Рис. 1. Схема технології повного біологічного очищення стічних вод на очисних спорудах каналізації міст України: **1** – очищувані стічні води, що пройшли споруди решіток; **2** – піскоуловлювач; **3** – піщана пульпа на пісковий майданчик; **4,7** – первинний, вторинний відстійник; **5** – аеротенк із регенератором; **6** – повітрорудна станція; **8** – стічні води на знезараження та випуск у природну водойму; **9** – насосна станція зворотного активного мулу; **10** – надлишковий активний мул на ущільнення; **11** – зворотний активний мул; **12** – сирий осад первинних відстійників на обробку.

Перспективними напрямками глибокого очищення міських стічних вод є реалізація очищення на базі схем Phoredox, A^2/O , Bardenpho та їх модифікацій, а також за принципом БІОКОНВЕЕР із біореакторами з іммобілізованими мікроорганізмами на полімерних носіях [4, 5].

За результатами експериментальних досліджень з впливу ПАР на мікроорганізми активного мулу встановлено, що негативний вплив на перитрих спостерігається при концентрації аніонних ПАР (АПАР) більше 5 мг/дм^3 (рис. 2). Пригнічення активності коловороток відзначається при АПАР в стічній воді більше 10 мг/дм^3 .

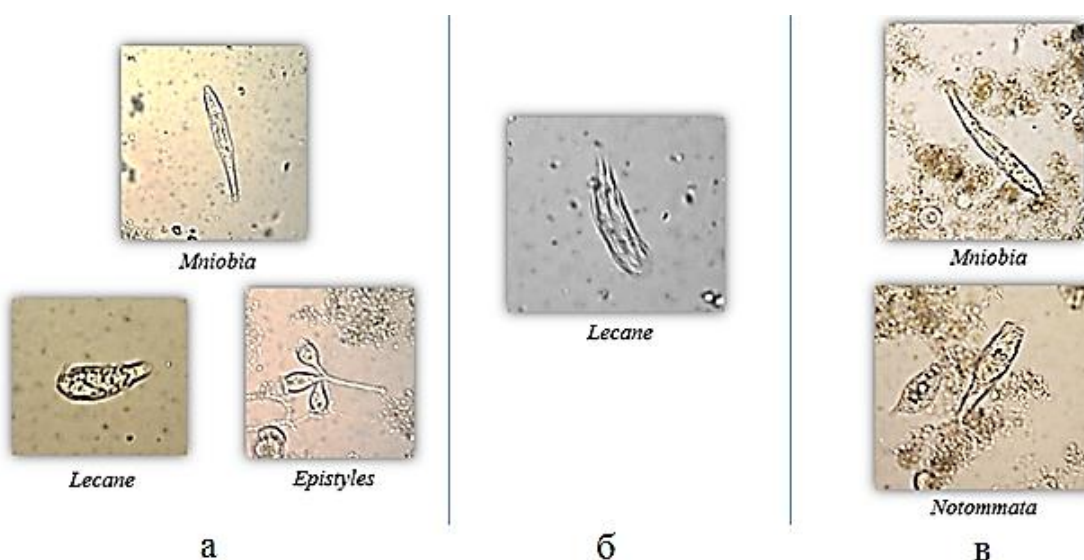


Рис. 2. Фотографії активного мулу ($\times 200$) при АПАР:
а) $< 5 \text{ мг/дм}^3$; **б)** $5 \dots 35 \text{ мг/дм}^3$; **в)** $> 35 \text{ мг/дм}^3$.

Встановлено, що поступове збільшення концентрації ПАР в стічних водах негативно відображається на кінетиці розділення мулової суміші (рис.3).

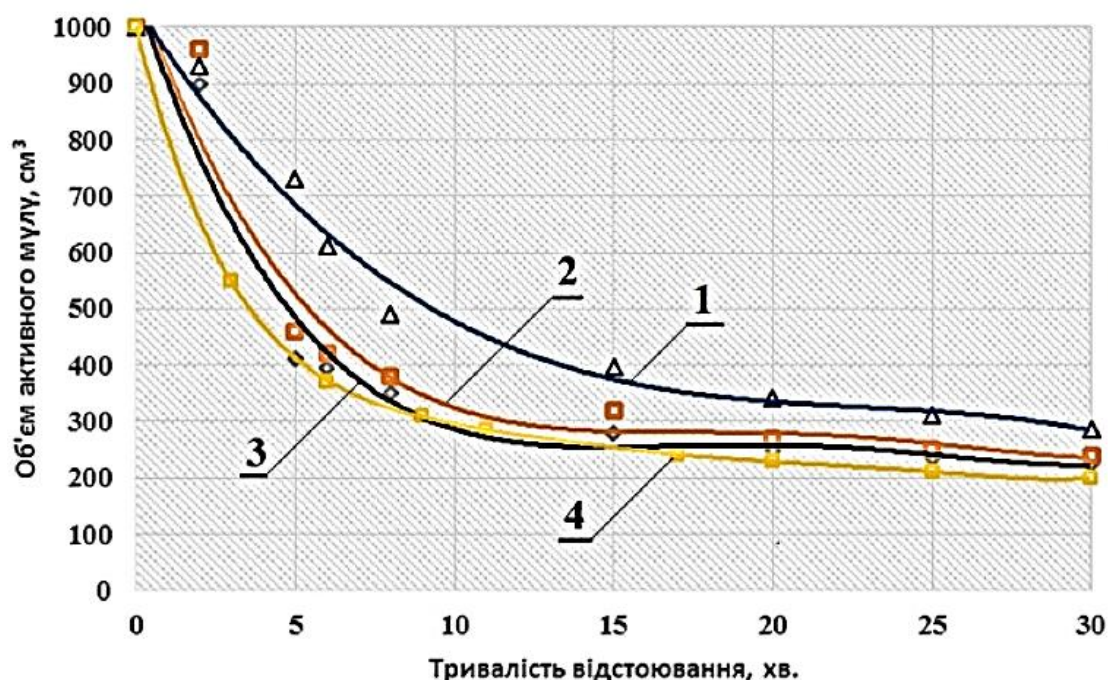


Рис. 3. Зміна об'єму активного мулу в залежності від тривалості відстоювання в присутності АПАР: 1 – 25 мг/дм³ (доза активного мулу 1,8...2 г/дм³); 2 – 15 мг/дм³ (доза активного мулу 1,7...1,8 г/дм³); 3 – 5 мг/дм³ (доза активного мулу 1,8...1,9 г/дм³); 4 – < 5 мг/дм³ після регенератора (доза активного мулу (після розбавлення 1/2) 1,9...2,2 г/дм³).

За результатами експериментальних досліджень відзначено, що поступове підвищення концентрації ПАР в стічних водах призводить до збільшення мулового індексу (рис. 4).

На процеси флокулоутворення та осадження пластівців активного мулу впливають [6]:

- диспергування пластівців активного мулу;
- мікрофлокуляція пластівців активного мулу;
- гелеве спухання активного мулу;
- нитчасте спухання активного мулу;
- денітрифікація в пластівцях активного мулу;
- піноутворення.

Зростання мулового індексу при збільшенні концентрації СПАР в стічних водах пов'язано, в першу чергу, з факторами піноутворення та гелевого спухання активного мулу.

Врахування впливу ПАР на кінетику розділення мулової суміші є актуальним у випадку руйнування крупних пластівців активного мулу при порушенні роботи системи аерації, інтенсивному перемішуванні в аеротенку та виносу активного мулу з очищеними стічними водами з вторинних відстійників.

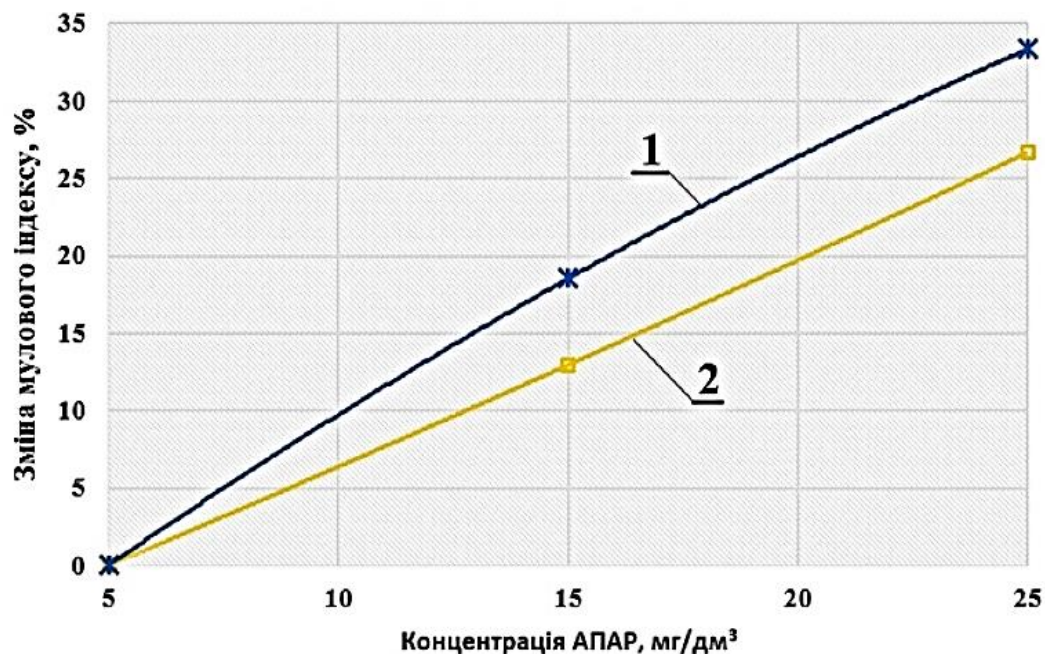


Рис. 4. Зміна мулового індексу в залежності від концентрації АПАР, за початкового мулового індексу: 1 – 112,5 см³/г (доза мулу 1,7...1,8 г/дм³); 2 – 125 см³/г (доза мулу 1,8...2 г/дм³).

Розробка технології глибокого біологічного очищення міських стічних вод, включно з етапами денітрифікації і видалення сполук фосфору, потребує зниження навантаження за СПАР на активний мул аеротенків.

Згідно досліджень А. З. Евілевіча (1959), активний мул за механічним складом відноситься до тонких суспензій, якому властива висока сорбційна здатність у відношенні до колоїдів та суспензій, що містяться в стічній воді. Інтенсифікації коагуляції завислих речовин сприяє спрямування надлишкового активного мулу аеротенків до первинних відстійників (Потапенко О. П., 1966). Флотаційна обробка стічних вод із надлишковим активним мулом в спорудах первинних відстійників, які переобладнані в біокоагулятори-флотатори, дозволяє інтенсифікувати процеси первинного розділення фаз та знизити вологість сирих осадів (О. П. Сіньов, О. П. Ігнатенко, 1994).

Враховуючи, що сорбційна здатність активного мулу за синтетичними поверхнево-активними речовинами складає 50...75% [7,76], а надлишковий активний мул не рекомендується змішувати з осадом первинних відстійників [8,63], зниження навантаження за СПАР на активний мул аеротенків слід забезпечувати шляхом часткової сорбції СПАР пластівцями надлишкового активного мулу в зонах біокоагуляції-флотації, які передбачено після зон первинного відстоювання стічних вод (рис. 5) [9].

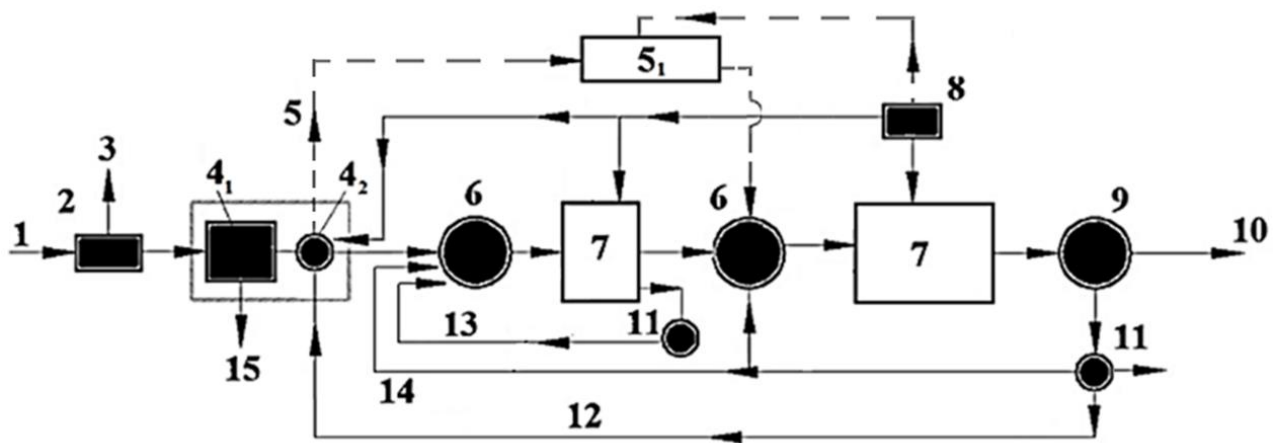


Рис. 5. Схема розробленої технології глибокого біологічного очищення міських стічних вод із видаленням СПАР: 1 – очищувані стічні води, що пройшли споруди решіток; 2 – пісковловлювач; 3 – піщана пульпа на пісковий майданчик; 4₁ – первинний відстійник; 4₂ – біофлокулятор-флотатор; 5 – флотаційний шлам на обробку; 5₁ – споруди біологічної обробки флотаційного шламу; 6, 7 – аноксидний, аеробний біореактори; 8 – повітродувна станція; 9 – вторинний відстійник; 10 – стічні води на знезараження і випуск у природну водойму; 11 – насос; 12 – надлишковий активний мул; 13 – рециркуляційна мулова суміш; 14 – зворотний активний мул; 15 – сирий осад первинних відстійників на обробку.

Утворений в результаті біокоагуляції-флотації шлам виводиться зі споруди і спрямовується на споруди ущільнення, механічного зневоднення осадів або на споруди біологічної обробки флотаційного шламу із подальшим поверненням продуктів біодеструкції СПАР до споруд біологічного очищення стічних вод.

Розділення зворотного активного мулу між аноксидними біореакторами сприяє підтриманню необхідної дози фосфоракумулюючих бактерій на другому ступені, оскільки ці бактерії чутливі до зміни фізико-хімічних показників стічної води і мають незначний приріст біомаси [10,128].

Обробка флотаційного шламу в біореакторах сприяє руйнуванню міцелярної локалізації пластівцями активного мулу СПАР, шляхом інтенсивного споживання накопиченого кисню факультативними мікроорганізмами і наступним катаболізмом, та утворенню простих органічних сполук мікроорганізмами-деструкторами, для яких єдиним джерелом Карбону і енергії є СПАР. Спрямування біологічно обробленого флотаційного шламу до споруд біологічного очищення стічних вод може слугувати додатковим джерелом біогенних елементів.

Висновки

Враховуючи негативний вплив СПАР на життєдіяльність мікроорганізмів активного мулу, кінетику розділення мулової суміші, вклад у збільшення мулового індексу та з метою зниження навантаження за СПАР на активний мул реалізація часткової сорбції СПАР пластівцями надлишкового

активного мулу в біофлокуляторах-флотаторах є перспективним напрямком інтенсифікації біологічного очищення стічних вод, що містять СПАР.

Список літератури

1. Синельнікова А. В. Розробка біосорбційної технології глибокого вилучення поверхнево-активних і ароматичних речовин зі стічних вод [Текст] : автореф. дис. ... канд. техн. наук : 05.17.21 / А. В. Синельнікова; Нац. акад. наук України, Ін-т колоїд. хімії та хімії води ім. А. В. Думанського. – К., 2012. – 20 с.
2. Овчаров Л. Ф. Бактерии рода *Pseudomonas* – деструкторы ионогенных ПАВ [Текст] : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.07 / Л. Ф. Овчаров; Акад. наук Беларуси, Ин-т микробиологии. – Минск, 1992. – 18 с.
3. Волкова Г. А. Методы очистки сточных вод, содержащих синтетические поверхностно-активные вещества / Г. А. Волкова, Н. Ю. Сторожук // Вестник Брестского государственного технического университета. 2012. № 2. БрГТУ. Брест. – 2012. – С. 38-41.
4. Василенко О.А. Впровадження технології біологічної очистки стічних вод від сполук азоту і фосфору на міських очисних спорудах / О.А. Василенко, О.В. Поліщук, Л.О. Василенко // Екологічна безпека і природокористування. – 2014. – Вип. 15. – С. 90-101.
5. Нові технології біологічного очищення господарсько-побутових і виробничих стічних вод /Л.А. Саблій, Є.В. Кузьмінський, В.С. Жукова, М.Ю. Козар // Водопостачання та водовідведення. – 2014 – № 3. – С. 24-33.
6. Жмур Н. С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.
7. *The effect of surfactants on activated sludge process.* Tomczak-Wandzel R., Dereszewska A., Cytawa S., Medrzycka K. // W: Research and application of new technologies in wastewater treatment and municipal solid waste disposal in Ukraine, Sweden and Poland. Proceedings of polish-ukrainian-swedish seminar, Stockholm, Sweden, September 23-25, 2009. Report no 16. / eds. E. Plaza, E. Levin. – Stockholm, 2010, S. 73-80.
8. ДБН В.2.5–75:2013 Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – К.: Мінрегіонбуд, 2013 – 210 с.
9. Россінський В. М. Реновація технологій біологічного очищення стічних вод від поверхнево-активних речовин, сполук фосфору та азоту Матеріали Міжнародного конгресу «Екологія. Технологія. Економіка. Водопостачання. Каналізація (ЕТЕВК-2015)», м. Іллічівськ, Одеської області. – ТОВ «Прайм-Прінт», 2015. – С. 126-129.
10. Россінський В. М. Інтенсифікація біологічного очищення стічних вод від синтетичних поверхнево-активних речовин і сполук фосфору // Матеріали XIV Міжнародної науково-практичної конференції “Ресурси природних вод Карпатського регіону”. Проблеми Моховори та раціонального використання, 2015р. – Львів: ЛьвДЦНІІ, 2015. – С. 80-83.

Надійшло до редакції 14.11.2015

ПЕРСПЕКТИВИ РОЗШИРЕНОГО ВИКОРИСТАННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД В УКРАЇНІ

Досліджено сучасний стан водопостачання з підземних джерел та проаналізовано перспективи розширеного використання підземних вод в Україні.

Ключові слова: підземні води, якість питної води, свердловина, водоспоживання, водопостачання.

Исследовано современное состояние водоснабжения из подземных источников и проанализированы перспективы расширенного использования подземных вод в Украине.

Ключевые слова: подземные воды, качество питьевой воды, скважина, водопотребление, водоснабжение

In the article deals the current state water from underground sources and analyzes the prospects for expanded use of groundwater in Ukraine.

Key words: groundwater, drinking water quality, well (borehole), water consumption, water supply.

У сучасних умовах погіршення якості поверхневих вод та підвищення вимог до якості питної води, встановлених ДСанПіН 2.2.4-171-10 [1], основним способом забезпечення населення та інших споживачів якісною питною водою при невеликій її собівартості є розширене використання підземних вод. Підземні води набули широкого використання в народному господарстві України і є важливим резервом для забезпечення економічного та соціального розвитку держави, стабілізації економічного стану.

Загальні прогнозні ресурси підземних вод України складають 61 689,2 тис. м³/добу [2]. Вони розподілені по території України нерівномірно, у зв'язку з відмінністю структурно-геологічних і фізико-географічних умов формування ресурсів та хімічного складу підземної гідросфери різних регіонів країни. Переважна частина зосереджена у північних та північно-західних областях. Південні області України мають обмежені ресурси підземних вод. Екологічний та гідрогеологічний стан в південній частині України погіршується внаслідок порушення режиму експлуатації та охорони підземних вод. Це призводить, у ряді районів цієї території, до їх вичерпання і забруднення.

У 1999 році Державною службою геології та надр України було розпочато стратегічні для держави роботи з переоцінки перспективних і прогнозних ресурсів підземних вод. В ході робіт керуються даними

державного моніторингу і державного обліку; звертають увагу на значну зміну стану підземних вод. До виконання робіт були залучені науковці Інституту геологічних наук Національної академії наук України, Українського геологорозвідувального інституту, геологічні підприємства галузі. За кошти державного бюджету здійснюються гідрогеологічні роботи з пошуку питних підземних вод та буріння артезіанських свердловин для забезпечення населення України екологічно чистою підземною питною водою [3]. Пробурено 1 855 розвідувально-експлуатаційних свердловин сумарним дебітом близько 445,5 тис. м³/добу (станом на 01.01.2013 рік) [4]. Окрім того, для пошуку підземних вод та вибору ділянок розміщення розвідувально-експлуатаційних свердловин в районах зі складними гідрогеологічними умовами пробурено 309 пошукових свердловин.

Роботи з буріння артезіанських свердловин проводились переважно в областях, де склалась складна ситуація з питною водою: за рахунок природних умов (АР Крим, Миколаївська та Одеська області); за рахунок техногенного навантаження на природне середовище (Донецька, Луганська, Дніпропетровська, Запорізька та Кіровоградська області); в районах, які постраждали від Чорнобильської катастрофи (Житомирська та Київська області).

Розвідані експлуатаційні запаси питних і технічних підземних вод складають 16 197,172 тис. м³/добу (станом на 01.01.2013 рік) [4]. Приріст розвіданих експлуатаційних запасів підземних вод упродовж 2011-2012 років склав 54,106 тис. м³/добу (0,3 %) [4]. Загальна кількість розвіданих родовищ підземних вод у вказаний період збільшилась на 27 родовищ з 495 у 2011 році до 522 у 2012 році. Кількість розвіданих ділянок, що розташовані в межах зазначених родовищ, за цей період збільшилась на 48 і на кінець 2012 року склала 1183.

Впродовж 2012 року нові ділянки родовищ підземних вод розвідані у: Вінницькій (3), Донецькій (3), Житомирській (1) Київській (3), Луганській (9), Львівській (11), Одеській (1), Полтавській (3) Тернопільській (1), Харківській(6), Хмельницькій (1), областях, місті Києві (3) та АР Крим (3). Загальний видобуток підземних вод в цілому по Україні за період 2011–2012 років зменшився з 5 484,67 тис. м³/добу у 2011 році до 5 219,06 тис. м³/добу у 2012 році або на 65,61 тис. м³/добу (на 1,2 %) [4]. Видобуток підземних вод з розвіданих родовищ у 2011 році складав 2197,33 тис. м³/добу, у 2012 році цей показник склав 2 216,19 тис. м³/добу. Видобуток розвіданих експлуатаційних запасів підземних вод за 2 роки збільшився на 18,87 тис. м³/добу або на 0,9% [4].

Підземні води широко використовуються по всій території України з різною метою. В одинадцяти з двадцяти п'яти адміністративних одиниць України за рахунок підземних вод забезпечується понад 50% потреб у господарській та питній воді. Водопостачання таких обласних центрів, як Луганськ, Львів, Полтава, Хмельницький майже повністю здійснюється за рахунок підземних вод, а для Тернополя, Херсона та Чернівців воно становить понад 50%. В північних та західних областях України багато міст та

селищ міського типу (Глухів, Ковель, Миргород, Ніжин, Нововолинськ, Сарни та ін.) використовують для водопостачання тільки підземні води. Всього в Україні відбирається з прогнозних ресурсів підземних вод 10287 тис. м³/добу [3], що становить 17% від їх загальної кількості.

Підземні води, що видобуваються в Україні, використовуються на господарсько-питні, виробничі, сільськогосподарські потреби, на зрошення і промисловий розлив та виготовлення напоїв. Частина видобутих підземних вод, що відкачується з надр (переважно з гірничих виробок під час видобутку корисних копалин), скидається без використання. Ця частина загального видобутку підземних вод у 2012 році складала 1 713,56 тис. м³/добу або 32,8%, а у 2011 році – 1 800,39 тис. м³/добу або 34,1%. Використання підземних вод в Україні в цілому у 2011 році склало 3 484,28 тис. м³/добу. У 2012 році воно збільшилось до 3 505,5 тис. м³/добу або на 21,22 тис. м³/добу (на 0,6%). У 2011 році використання підземних вод на господарсько-питні потреби становило 2 623,58 тис. м³/добу, на виробничо-технічні потреби – 437,99 тис. м³/добу, на сільськогосподарські потреби – 367,73 тис. м³/добу, на зрошення – 47,87 тис. м³/добу, на промисловий розлив і виготовлення напоїв – 7,11 тис. м³/добу. У 2012 році використання підземних вод збільшилось до 2 645,59 тис. м³/добу (на 0,8%) на господарсько-питні потреби, до 477,3 тис. м³/добу (на 9%) на виробничо-технічні потреби, на зрошення до 52,36 тис. м³/добу (на 9,4%). Обсяг використання підземних вод на сільськогосподарські потреби у 2012 році зменшився до 323,26 тис. м³/добу (на 12,1%), на промисловий розлив та виготовлення напоїв – до 6,99 тис. м³/добу (на 1,7%) [4].

Невідповідність місця відбору підземних вод та розміщення користувачів часто викликає труднощі в забезпеченні господарства підземними водами. Якщо запаси підземних вод зменшуються з півночі на південь, то водозабір у цьому ж напрямку збільшується.

Сучасний водозабір підземних вод України не відповідає можливостям максимального використання підземних вод. На значній частині території України, за винятком крайнього півдня, існують сприятливі гідрогеологічні умови для збільшення використання підземних вод при обов'язковому забезпеченні раціонального режиму експлуатації та виконання необхідних водоохоронних заходів. Крім того, зростання використання захищених підземних вод для питно-господарчих потреб сприяє значному зниженню водно-екологічного ризику, зумовленого використанням забруднених поверхневих вод.

Поряд з цим пильної уваги заслуговують несприятливі умови експлуатації ресурсів підземних вод України. Значна густота населення, концентрація промислових і сільськогосподарських виробництв, що потребують великої кількості води, з багатовідходним технологічним процесом обумовили техногенний вплив на навколишнє середовище України (у тому числі на підземні води) в 10—15 разів більший, ніж в сусідніх країнах. В умовах обмеженого і нерівномірного розміщення водних ресурсів по

території постає проблема стійкого забезпечення водою з мінімальними екологічними і економічними втратами.

Масштаби і темпи змін екологічного та геологічного стану підземних вод особливо вагомі в густонаселених районах з інтенсивною господарською діяльністю. На цих площах функціонують великі групові водозабори, які працюють в умовах порушення природного режиму. Таке порушення зумовлено зміною співвідношення живлення та видобутку підземних вод під впливом техногенних факторів, в результаті чого спостерігаються: вичерпання підземних вод з утворенням великих депресійних воронок внаслідок інтенсивного водозабору та водозниження в гірничих виробках; підтягування і проникнення солоних вод через інтенсивне відкачування підземних вод; підпір ґрунтових вод, зумовлений гідротехнічним будівництвом; підтоплення територій під впливом природно-техногенних факторів, зниження або підвищення рівня на меліоративних системах; погіршення гідрохімічного стану, що може призвести до виходу з ладу водозаборів.

Внаслідок інтенсивної експлуатації підземних вод утворились депресійні воронки в долині Сіверського Донця та в Києві, Мелітополі, Полтаві і Харкові (зниження рівня в центрі депресії в Києві — 70 м, Полтаві — 80 м, Харкові — 100 м) [2]. Під впливом гірничих виробок дреноються водоносні горизонти в південно-західній частині Запорізької області, в Кривбасі, Західному Донбасі, Нікопольському марганцево-рудному басейні. Шахтні води підвищеної мінералізації дреноються в нижчі водоносні горизонти і мігрують на великі відстані, засолюючи родючі ґрунти та поверхневі прісні води півдня України. З цієї причини опинилось під загрозою водопостачання Нікополя.

Доцільно на площах зі складними гідрогеологічними умовами в південних областях України провести попередні пошуково-розвідувальні роботи з метою виявлення джерел для водопостачання підземними водами. Також необхідно продовжувати роботи з штучного поповнення запасів підземних вод, особливо в Автономній Республіці Крим і Донбасі, щоб збільшити продуктивність водозаборів і попередити вичерпання підземних вод.

Як не дивно, однією з найважливіших екологічних проблем є погіршення якості підземних вод внаслідок локального забруднення, пов'язаного як з техногенним навантаженням на водоносні горизонти (формування депресій, інтрузії забруднених вод), так і з майже цілковитим забрудненням ландшафтів і поверхневих вод (надходження хімічних сполук на орні землі, радіонуклідів ЧАЕС тощо).

Спостереження за показниками якості води на діючих водозаборах дають підставу констатувати наявну тенденцію до погіршення якості води: зростають концентрації нормованих компонентів та збільшується число показників, за якими води можуть стати некондиційними. Причини погіршення якості підземних вод — різні. Вони можуть бути наслідком порушення природної гідрогеохімічної зональності, присутності у водовміщувальних

породах мінералів, що стають джерелом додаткового надходження нормованих елементів, складної взаємодії природних процесів та різноманітного техногенного впливу на підземні води.

Великою загрозою є хімічне забруднення у зв'язку з його високою токсичністю, яке пов'язане зі стічними водами промислових підприємств. Найбільшої шкоди здоров'ю людини завдають іонні форми таких мікроелементів як ртуть, марганець, мідь, свинець, цинк, хром та інші.

Вплив господарської діяльності на гідросферу неоднаковий у різних частинах України. Так, в північно-західних областях забруднювальні речовини в підземних водах зустрічаються переважно у межах ГДК і склад їх відповідає ДСТУ 7525:2014 [5]. Підземні води з помірним ступенем забруднення, який характеризується невеликим перевищенням ГДК забруднювальних компонентів, мають островне розповсюдження по всій Україні з переважанням на півночі та сході.

Небезпечний ступінь забруднення підземних вод характеризується високим рівнем вмісту в них забруднювальних речовин і пов'язаний зі значним техногенним навантаженням на геологічне середовище, у тому числі на підземні води на півдні і сході України. На площах з високим промисловим і сільськогосподарським потенціалом та значною густиною населення (Донбас, Придніпров'я, Автономна Республіка Крим) підземні води характеризуються надзвичайно небезпечним ступенем забруднення. Тут забруднювальні речовини в підземних водах в декілька разів перевищують норми ГДК і не відповідають вимогам ДСТУ 7525:2014 [5].

Висновки

Посилений антропогенний тиск на довкілля, що здійснюється в зонах впливу ряду промислово-міських, гірничих та аграрних об'єктів, призводить до забруднення ландшафтів та погіршення якості природних вод. При цьому регулювання поверхневого стоку сприяє зменшенню самоочисної здатності джерела і цвітінню води. Застосовуючи типові технології водопідготовки, очистити таку воду досить складно, особливо враховуючи нові більш жорсткі нормативні вимоги до якісних показників питної води. В цих умовах забезпечувати господарсько-питні потреби споживачів доцільно було б за рахунок збільшення використання води з підземних джерел.

Аналіз інформаційних даних щодо прогнозних ресурсів та розвіданих експлуатаційних запасів підземних вод свідчить про великі потенційні можливості розширення їх використання практично в усіх регіонах України, особливо для невеликих водоспоживачів з потребою в питній воді до 3-5 тис. м³/добу. Штучне поповнення запасів підземних вод дозволяє збільшити продуктивність водозаборів та попередити вичерпання підземних вод.

У північно-західних областях забруднювальні речовини в підземних водах зустрічаються переважно у межах ГДК, однак на півдні і сході України якість підземних вод значно гірша внаслідок техногенних змін під впливом господарської діяльності людини. Тому одним з найголовніших завдань сьогодення є вирішення екологічних проблем і попередження забруднення навколишнього природного середовища.

Список літератури

1. ДСанПіН 2.2.-4-171-10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Затверджено наказом МОЗУ від 12.05.2010 № 400. Зареєстровано в МЮУ 1.07.2010 № 452/17747.
2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні Підготовлена Головною державною екологічною інспекцією Мінекобезпеки України. – 1998.
3. Закон України «Про питну воду та питне водопостачання», від 10.01.2002 № 2918-III.
4. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2012 році. Підготовлена Міністерством регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України під загальною редакцією Державного підприємства «Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства». –К.: ДП «НДКТІ МГ» – 2013. – 446 с.
5. ДСТУ 7525:2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. Прийнято та надано чинності наказом Мінекономрозвитку України від 23 жовтня 2014 р. № 1257.

Надійшло до редакції 04.07.2015

УДК 628.35

А.В. СМІРНОВ, аспірант

В.А. ЮРЧЕНКО, доктор технических наук

НПФ «Экополимер», Харьковский национальный университет
строительства и архитектуры

ВЛИЯНИЕ ОКИСЛИТЕЛЬНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНОГО ПОТЕНЦИАЛА СРЕДЫ НА МИГРАЦИЮ ФОСФОРА В СИСТЕМЕ АКТИВНЫЙ ИЛ- СТОЧНАЯ ВОДА В БИОЛОГИЧЕСКИХ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЯХ

В роботі розглянуті кількісні характеристики впливу окисно-відновного потенціалу середовища на процес біологічної очистки стічних вод від фосфору ортофосфатів. Кількісні залежності встановлювали при лабораторному моделюванні аеробних і анаеробних умов культивування мулової рідини, а також при обстеженні діючих очисних споруд каналізації.

Ключові слова: біологічна очистка стічних вод, активний мул, фосфор ортофосфатів, керуюча дія, окисно-відновний потенціал.

В работе рассмотрены количественные характеристики влияния окислительно-восстановительного потенциала среды на процесс биологической очистки сточных вод от фосфора ортофосфатов. Количественные зависимости устанавливали при лабораторном моделировании аэробных и анаэробных условий культивирования иловой жидкости, а также при обследовании действующих очистных сооружений канализации.

Ключевые слова: биологическая очистка сточных вод, активный ил, фосфор ортофосфатов, управляющие воздействия, окислительно-восстановительный потенциал.

The paper discusses the influence of environmental redox quantitative characteristics in the biological phosphorus removal process at wastewater treatment plants. Quantitative dependences have established in the laboratory simulation of aerobic and anaerobic conditions of sludge liquor, as well as the inspection of working sewage treatment plants.

Key words: biological wastewater treatment, activated sludge, phosphorus, control actions, redox.

Биологическая очистка сточных вод в аэротенках является эффективной и экономически выгодной для удаления как органических соединений, так и соединений фосфора, которые в городских сточных водах представлены главным образом (80...90%) ортофосфатами. [1, 40-46; 2, 25].

Согласно современным представлениям, процесс биологического удаления фосфора в реакторах с активным илом осуществляется микроорганизмами, аккумулирующими фосфор – био-Р-бактериями или фосфат-аккумулирующими организмами (ФАО). Эти микроорганизмы – группа гетеротрофных бактерий, относящихся к различным таксонам и объединенных способностью накапливать в клетках в аэробных и анаэробных условиях фосфор в форме полифосфатов, которые в анаэробных условиях используются ими для энергетического обмена. Применение такой технологии позволяет эффективно удалять фосфаты из сточных вод: на 70...85%. Процесс удаления фосфора из сточных вод путем биологической очистки протекает в 2 ступени. В анаэробных условиях – увеличение концентрации ортофосфатов в сточной воде – фосфотация; поглощение органического вещества (ЛЖК) клетками микроорганизмов с последующим снижением в аэробных условиях концентрации ортофосфатов в сточной воде – дефосфотация, в результате поглощения их микробными клетками (рис. 1) [3, 14]. Для проведения биологической очистки сточных вод от соединений фосфора в очистных сооружениях требуется организация аэробных и анаэробных зон: с помощью перемешивания – анаэробных условий (практически полного отсутствия растворенного или связанного кислорода); с помощью пневматической аэрации – аэробных условий.

Очищенные сточные воды поступают во вторичный отстойник с содержанием ортофосфатов, стремящемся к нулю, но анаэробические условия

вторичных отстойников могут вызвать повторное высвобождение соединений фосфора и вторичное загрязнение воды этими соединениями [4, 1-22].

К настоящему времени процесс биологического удаления фосфора, его биологические механизмы и управляющие воздействия остаются мало изученными, что создает ряд проблем для его стабильного и эффективного применения на практике. Среди факторов среды (параметров обработки сточных вод), которые оказывают влияние на эффективность биологической очистки от ортофосфатов, выделяют [5, 26]:

- температуру иловой смеси;
- pH среды;
- концентрации загрязняющих веществ в сточных водах – ЛЖК, БПК, калия, кальция и магния, азота, фосфора и соотношение их концентраций с концентрациями органических загрязнений;
- наличие растворенного кислорода, нитратов;
- нагрузка на ил (гидравлическая и удельная);
- возраст ила и время обработки.

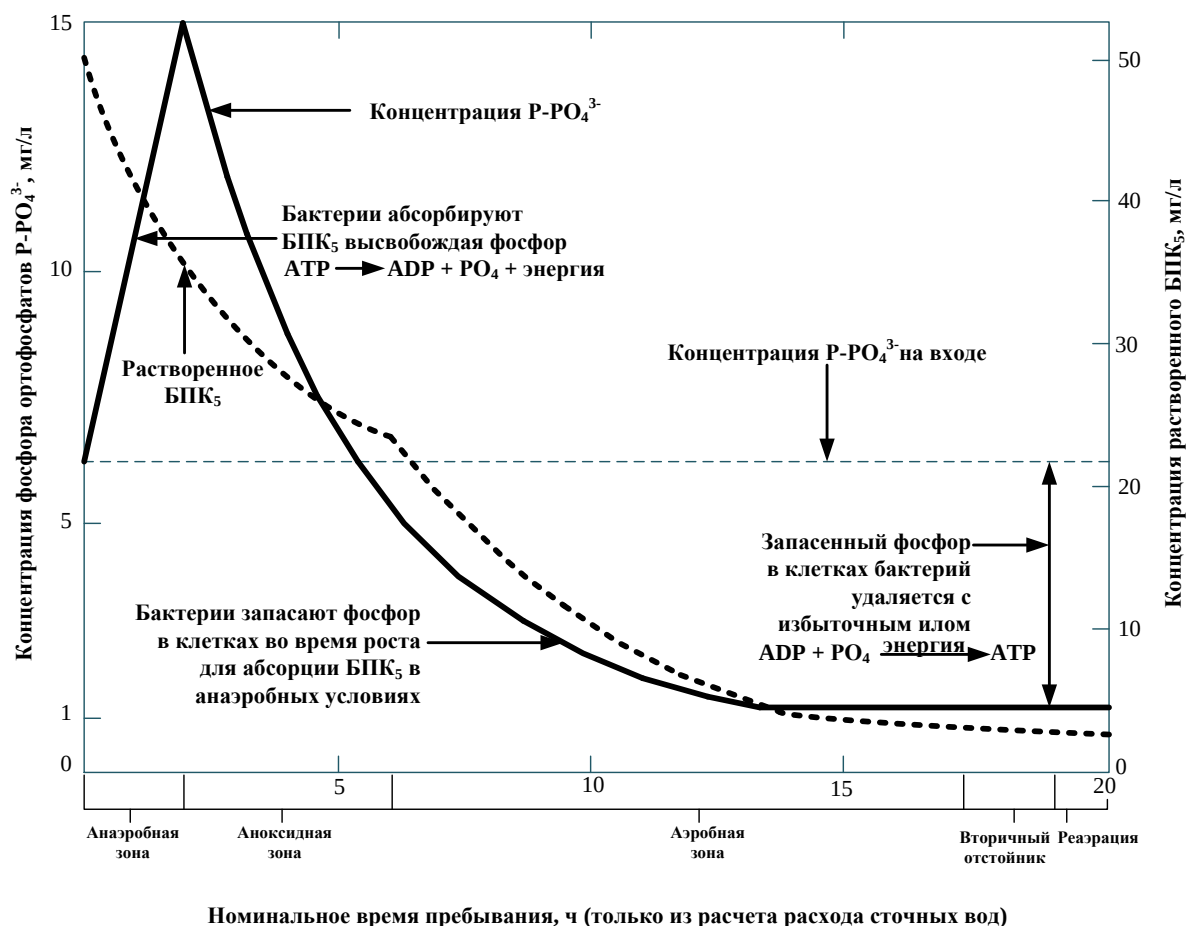


Рис. 1. Профиль изменения фосфатов при биологической очистке городских сточных вод от фосфора [3, 14]

Поскольку удаление фосфора ортофосфатов при биологической очистке сточных вод обусловлено миграцией их ионов (преимущественно

H_2PO_4^-) в клетку и из клетки, на кинетику процесса могут оказывать влияние известные факторы пассивного переноса веществ через клеточную мембрану. К ним относятся химический потенциал, который зависит от температуры и концентрации, а на заряженные частицы (ионы), кроме того, влияют электрические потенциалы (например, мембранный потенциал). Диффузия ионов идет по направлению электрохимического потенциала. В связи с этим представляет научный и практический интерес влияние на процессы фосфатации и дефосфатации водных сред в системах с активным илом такого параметра обработки как окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) водной среды, который характеризует способность воды обмениваться электронами с внешней средой (активным илом). Влияние ОВП на кинетику процессов биологической очистки сточных вод от соединений фосфора практически не изучено.

Цель исследования – выявление в лабораторных и производственных условиях корреляций между окислительно-восстановительным потенциалом (ОВП) водной среды и миграцией фосфатов в системе активный ил-сточная вода (направленность и кинетика процесса).

Объект экспериментальных исследований: сточные воды на различных этапах обработки на городских очистных сооружениях. Методы исследования: моделирование в лабораторных условиях процессов, происходящих в анаэробных и аэробных условиях в биологических очистных сооружениях, и обследование действующих очистных сооружений канализации. При лабораторном экспериментировании ОВП реальных сточных вод изменяли с помощью аэрации или введения микроколичеств химических реагентов (сульфида натрия или перекиси водорода). Методы аналитических исследований: гидрохимический анализ сточных вод – определение фосфора ортофосфатов по методикам, рекомендуемым нормативными документами Украины, измерения ОВП сточных вод и иловой смеси электрометрически с помощью платинового электрода и портативного прибора HachHQ30d с датчиком RedOx.

Результаты исследований, проведенных в лабораторных условиях со сточной водой и активным илом, взятым на действующих очистных сооружениях г.Харькова, представлены на рис.2 и 3. В качестве водной среды использовали сточную воду после механической очистки (рис. 2) и сточную воду после вторичного отстойника (рис. 3). В обе пробы добавляли активный ил для создания концентрации 2 г/дм³. Культивирование проводили при температуре 22⁰С при периодическом перемешивании. Контроль концентрации ортофосфатов выполнили через 1 сут.

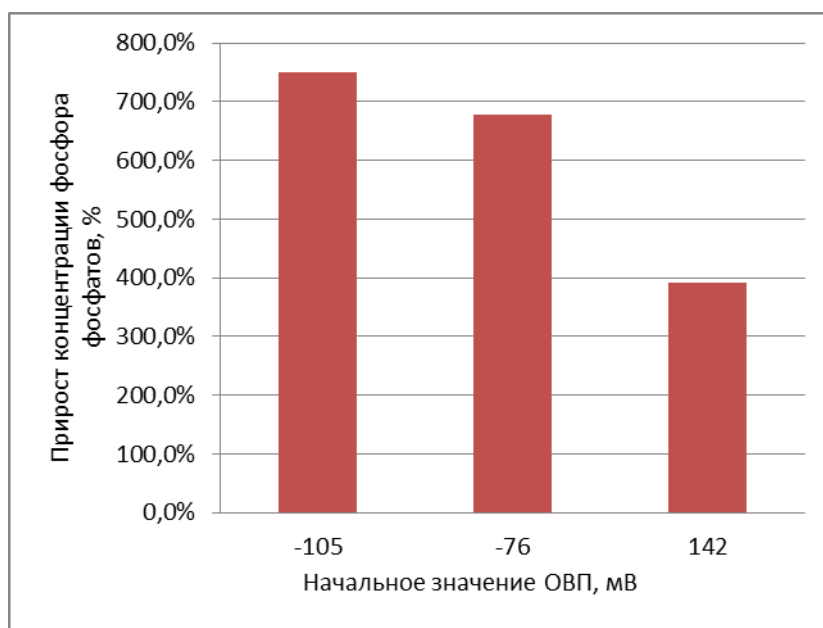


Рис. 2. Повышение концентрации фосфора ортофосфатов в сырой сточной воде в зависимости от начального уровня ОВП

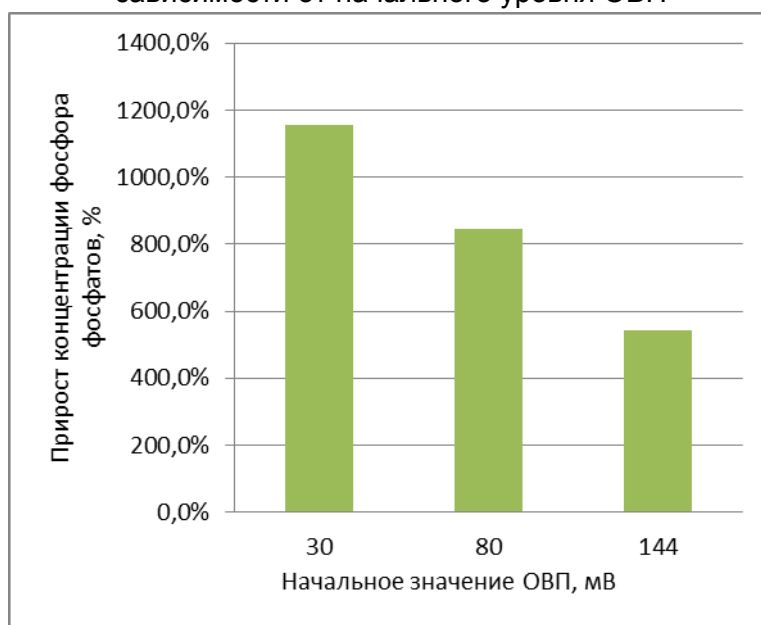


Рис. 3. Повышение концентрации фосфора ортофосфатов в очищенной сточной воде в зависимости от начального уровня ОВП

Как видно, не смотря на то, что по ряду ключевых условий, управляющих биологической мобилизацией фосфора из активного ила в сточную воду (концентрацией органических субстратов, в частности ЛЖК, концентрацией нитратов), сточные воды после первичного отстойника и очищенные сточные воды существенно отличались, влияние ОВП на динамику концентрации ортофосфатов в этих водных средах было аналогичным. Снижение ОВП (абсолютные значения которого в сырой и в очищенной сточной воде существенно отличались) повышало выход ортофосфатов в водную среду. По результатам проведенных лабораторных экспериментов были построены зависимости удельного повышения

концентрации ортофосфатов (на 1 г сухого вещества активного ила) в сточной воде от:

- исходного значения ОВП сточной воды (после первичных отстойников) (рис. 4),
- разности ОВП, создаваемой в сточной воде (рис. 5).

Как видно из приведенных данных, снижение ОВП от +100 до –300 мВ способствовало увеличению выхода ортофосфатов из активного ила в водную среду. Дальнейшее снижение ОВП не повышало выход ортофосфатов в водную среду. В области ОВП не ниже –300 мВ между снижением ОВП водной среды и повышением концентрации ортофосфатов в воде отмечается линейная зависимость.

Для подтверждения зависимостей, полученных в ходе лабораторных измерений, были проведены измерения на действующих ОСК. Очистные сооружения были представлены классическим комплектом узлов очистки сточных вод в составе первичных и вторичных отстойников, аэротенков.

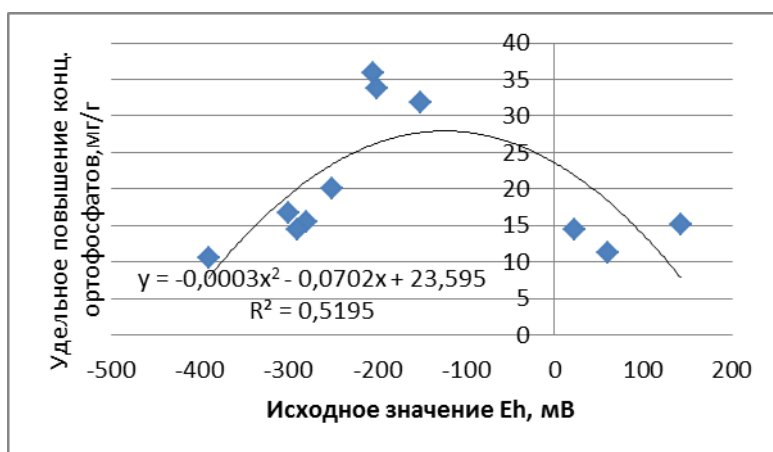


Рис. 4. Зависимость выхода ортофосфатов в водную среду от ОВП сырой сточной воды

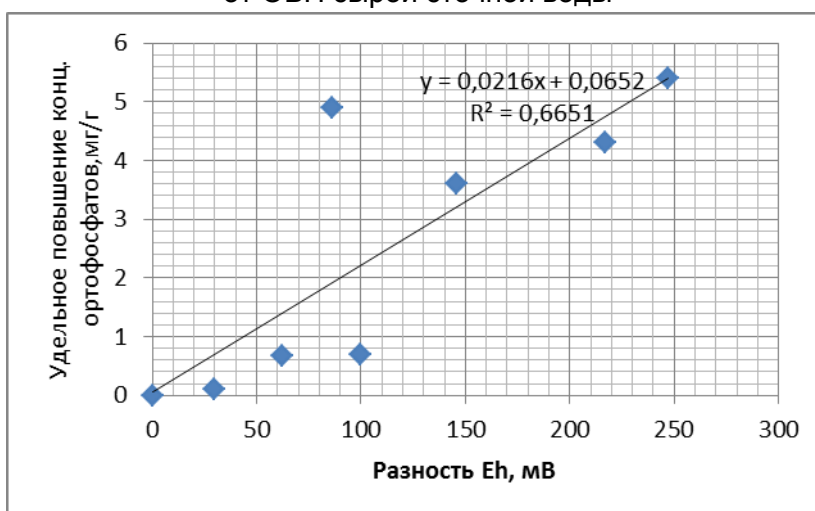


Рис. 5. Зависимость повышения концентрации фосфора ортофосфатов в сырой сточной воде от разности ОВП сточных вод

В аэротенках ОВП и концентрацию фосфора ортофосфатов в сточных водах определяли в верхнем канале аэротенка (сточная вода), после смешения возвратного ила и сточной воды (иловая смесь) в начале аэротенка, а также по ходу движения иловой смеси к концу аэротенка. Аэротенк 1 представлял собой реактор-вытеснитель, а в аэротенке 2 была выделена зона перемешивания для денитрификации между точками «Конец 1з» и «Сер.» Результаты измерений показаны на рис. 6.

Как видно из данных рис. 6, ОВП среды и концентрация фосфора ортофосфатов обратно коррелирует в динамике обработки сточных вод в аэротенках, что подтверждает взаимосвязь этих показателей, установленную в лабораторных экспериментах.

В результате проведенной работы установлено:

- на миграцию ортофосфатов в системе активный ил - сточная вода влияет электрохимический потенциал - ОВП водной среды и ила;
- отрицательные значения ОВП способствуют мобилизации ортофосфатов из активного ила в водную среду, положительные – иммобилизации ортофосфатов из водной среды в активном иле;

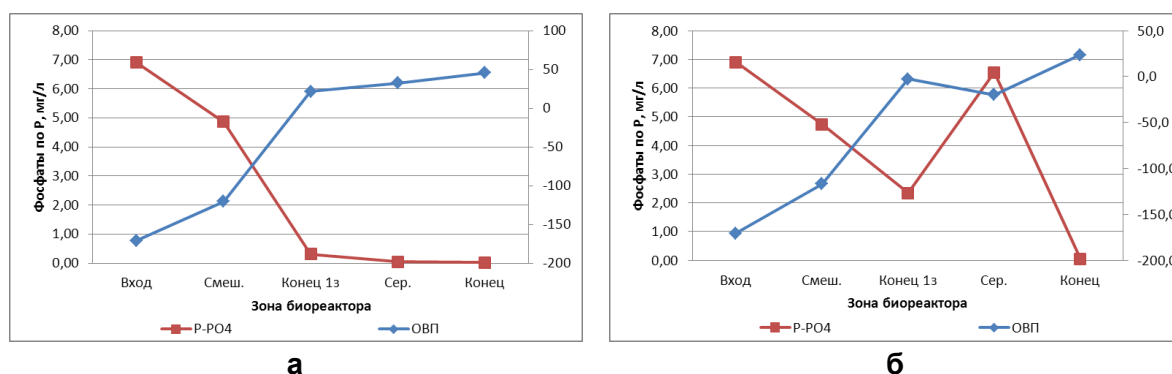


Рис. 6. Динамика изменений концентрации фосфора ортофосфатов и ОВП в аэротенках 1 (а) и 2 (б)

- между регулируемым параметром обработки сточных вод – ОВП, и миграцией ортофосфатов из активного ила в сточную воду существует количественная обратная корреляция.

Список литературы

1. Залётова Н. А. Особенности химического удаления фосфора при биологической очистки сточных вод. // «Водоснабжение и санитарная техника». – №11, 2011. – С. 40-46.
2. Standart ATV-DVWK-A 202E “Chemical-physical methods for the removal of phosphorus from wastewater”, April 2004. – P. 25.
3. G. Ruston, C. Fort. Engineering considerations for phosphorus removal: IWEA O&M seminar, June 6, 2012. – P. 14.
4. J.L. Barnard. Biological Nutrient Removal: Where We Have Been, Where We Are Going? – WEFTEC, 2006. – P.1-22.

5. P. M. J. Janssen, K. Meinema, H. F. van der Roest. Biological Phosphorus Removal: Manual for Design and Operation. – IWA Publishing, STOWA, 2002. – 26 p.

Надійшло до редакції 16.11.2015

УДК 628.166

О.В. ТЕРНОВЦЕВ, кандидат технічних наук

В.С. МАЛЕЦЬКИЙ, магістр

Київський національний університет будівництва та архітектури

ФОТОКАТАЛІЗАТОР TiO_2 , УФ УСТАНОВКА ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ З ВИКОРИСТАННЯМ TiO_2 .

Запропоновано використання фотокаталізатору діоксиду титану для знезараження води, наведено його характеристики. Описано процес фото каталітичного окиснення та установку ультрафіолетового знезараження води з використанням діоксиду титану.

Ключові слова: діоксид титану, фотокаталізатор, рутит, брукит, анатаз, дисоціація, озон, пероксид водню, радикали, окислювач.

Предложен фотокатализатор диоксид титана для обеззараживания воды, приведены его характеристики. Описан процесс фото каталитического окисления и установка ультрафиолетового обеззараживания воды с использованием диоксида титана.

Ключевые слова: диоксид титана, фотокатализатор, рутит, брукит, анатаз, диссоциация, озон, пероксид водорода, радикалы, окислитель.

Proposed dioxide photocatalyst titanium disinfected water, given its characteristics. The process of photo catalytic oxidation and installing ultraviolet disinfection of water using titanium dioxin.

Key words: dioxide titanium photocatalyst, rutile, brukyt, anatase, dissociation, ozone, hydrogen peroxide, radicals oxidizing agent.

Більшість напівпровідникових матеріалів, використовуваних як фотокаталітичні речовини, є оксидами металів ZnO , SnO_2 , Fe_2O_3 , CdO , WO_3 , In_2O_3 , TiO_2 [1]. Такі матеріали застосовують в багатьох процесах, в тому числі для очищення води і повітря від органічних забруднень [2], а також для знищення бактерій [3]. Діоксид титану відрізняється високою фоточутливістю і прийнятною шириною забороненої зони (табл.1). Через хімічну та біологічну інертність і низьку вартість, він належить до числа найбільш часто використовуваних фотокаталізаторів. Діоксид титану використовується як

матеріал для фотокаталітичної стерилізації в медичній і харчовій промисловості, а також для вирішення екологічних проблем [4]. Поєднання якостей діоксиду титану з одночасним ультрафіолетовим опроміненням пропонується для обробки води в якості однієї з кращих перспективних дезінфекційних технологій, оскільки при цьому, на відміну від інших дезінфекційних технологій не утворюється небезпечних (канцерогенних, мутагенних тощо) сполук.

Таблиця 1

Приклади заборонених зон в напівпровіднику

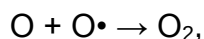
напівпровідник	$E_g(\text{eV})$	ізолятор	$E_g(\text{eV})$
Si	1.1	керамічний	6-7
WO ₃	2.8		
TiO ₂ (rutile)	3.0		
TiO ₂ (anastase)	3.2		
SnO ₂	3.5		

TiO₂ зазвичай існує у вигляді трьох кристалічних структур: рутил, брукит і анатаз. Найменш стабільною фазою є брукит, до того ж його дуже важко отримати. Тому, брукит рідко використовується в фотокаталітичних дослідженнях. Більшість фотокаталітичних досліджень проведено для чистого анатазу, чистого рутилу або для суміші цих двох фаз [5]. Часто найбільш фотокаталітичною фазою вважають анатаз [6-10]. Однак суміш анатазу з рутилом проявляє кращі фотокаталітичні властивості для більшого числа органічних сполук [11, 12].

Процес фотокаталітичного окиснення на поверхні TiO₂ відбувається тільки, якщо плівка опромінюється світлом (або іншим джерелом опромінення) з енергією вище ширини забороненої зони [13]. На першому етапі процесу під впливом фотона, в зоні провідності з'являється електрон (рис.1), який залишає дірку у валентній зоні. На другому етапі дірки реагують з адсорбованими частинками з утворенням радикалів. Більшість радикалів є нестабільними об'єктами, вони зникають, реагуючи з іншими, частками або розкладаються. Зазвичай кінцевим продуктом є прості молекули. Якщо об'єктом фотоокиснення є органічні сполуки, кінцевими продуктами є, в основному, CO₂, вода і малі полярні молекули. Збуджені в зоні провідності електрони створюють аніони O₂⁻, що володіють високою окисною здатністю. Під дією УФ випромінювання TiO₂ може окислити теоретично будь-яка органічна сполука. Коли атмосферний кисень поглинає УФ випромінювання, він піддається дисоціації, якщо енергія світла вище порога цього процесу:



Далі радикали кисню можуть рекомбінувати або реагувати з іншими частками:





Реагуючи з молекулярним киснем, радикали кисню можуть створювати озон, який є дуже сильним окислює агентом:

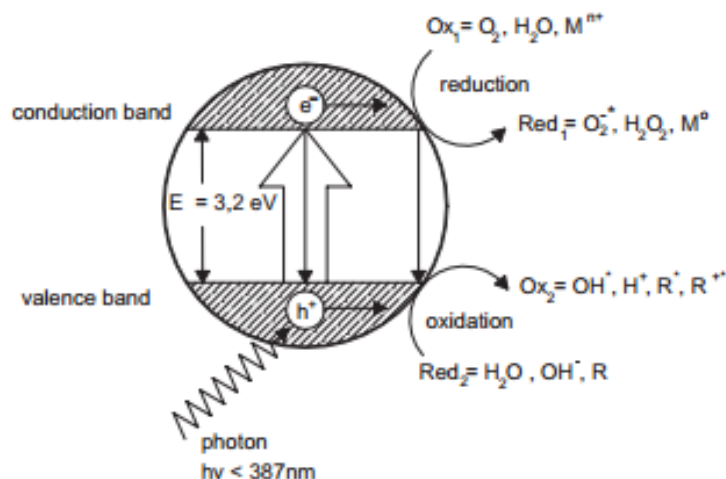


Рис.1. Схема процесу фотокаталітичного окиснення на поверхні TiO_2

Радикали кисню і озон можуть реагувати з водою з утворенням пероксиду водню, який також є доволі потужним окислюючим агентом. При наявності на поверхні діоксиду титану мікроорганізмів, активні частинки кисню, сформовані у вище зазначених реакціях, взаємодіють з клітинними мембранами, пригнічують активність ферментів, і знищують генетичні супрамолекули. Бактерицидну дію УФ / TiO_2 було досліджено на багатьох небезпечних бактеріях і вірусів, відомих в лікарняній практиці [14]. У разі *Escherichia Coli*, обробка руйнує як живі осередки, так і ендотоксин, що виникає при їх загибелі [15]. Останній ефект особливо важливий так, як ендотоксин несприятливо впливає на людину навіть в наднизької концентрації.

Плівки TiO_2 можуть бути синтезовані за допомогою великої кількості методів осадження. У цьому огляді розглянуті дві основні групи методів: хімічні (в тому числі і плазмохімічні) методи і методи фізичного осадження покриттів.

Далі, для використання в якості вихідних бактерицидному тестуванню піддавалися непокриті скляні зразки. Експоненціальне зростання фази *E.coli. strain K12* використовувався як модельний мікроорганізм для дезінфекційних досліджень. Опромінюючий ультрафіолетове джерело світла розташовувався на відстані 200 мм над поверхнею зразка. Інтенсивність світла становила 16 мВт/см^2 , час опромінення 2 хв.

Рис. 2 показує бактерицидні властивості покриттів діоксиду титану на зразках, отриманих при різній ВЧ потужності. Видно, що УФ опромінення бактерій, поміщених на непокриту скляну поверхню, веде до загибелі 21% їх популяції. Таке ж опромінення зразків з покриттями окису титану веде до

загинуло до 90% всіх бактерій. Слід зазначити, що в [17] виявлено кореляцію між оптичними якостями плівок і їх біологічною активністю.

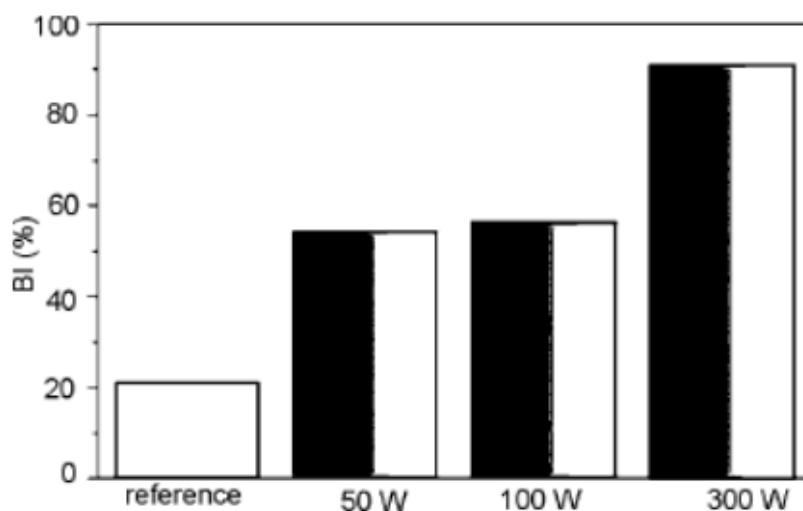


Рис.2. Бактерицидний ефект В1 окиси титану, нанесеної на скло при різних ВЧ потужності [6]

На рис.3. наведено рекомендовано установа для УФ знезараження з використанням діоксиду титану.

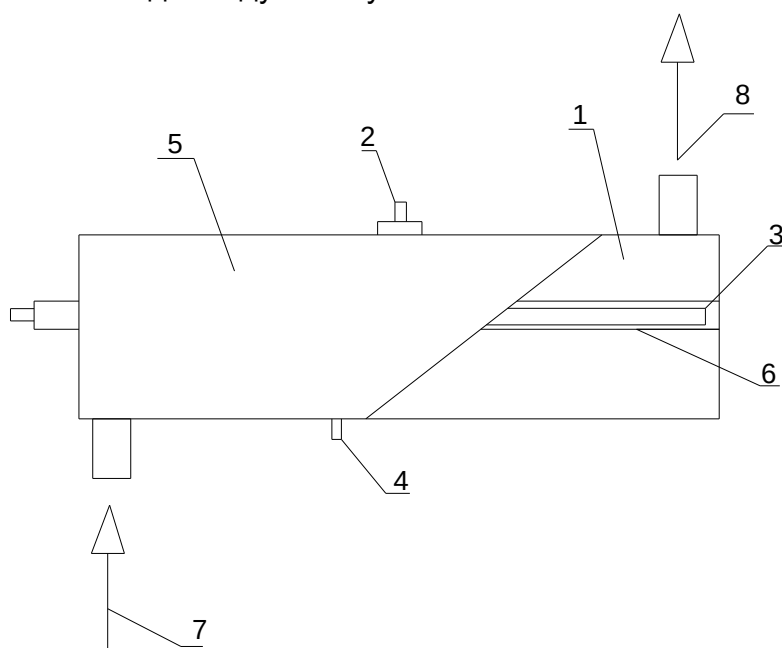
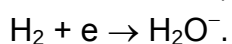
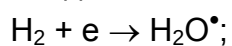


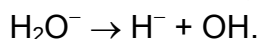
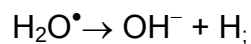
Рис.3. УФ/TiO₂ установка знезараження:

1 – спеціальне діоксид титану покриття; **2** – УФ і температурний датчик;
3 – УФ лампа (254нм); **4** – електромагнітний температурний зливний клапан; **5** – корпус УФ установки; **6** – кварцова трубка; **7** – неочищена води; **8** – знезаражена вода

Вода надходить до установки, в корпусі під дією УФ випромінювання відбувається іонізація молекули води:

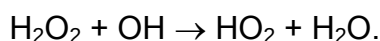
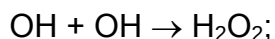


Утворені іони та радикали води є нестійкими і розкладаються з хімічно активними радикалами H та OH:

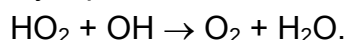


Вільні радикали, в свою чергу, рекомбінують за наступними схемами [18].

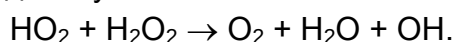
- Утворення пероксиду та гіперпероксиду (валентно ненасиченого енергетичного окисника) водню



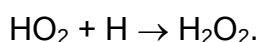
- Виділення молекулярного кисню:



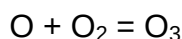
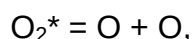
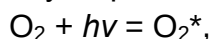
- Комбінація гіперпероксиду з пероксидом водню з утворенням вільного радикалу OH:



Виділений молекулярний кисень «підхоплюється» вільним радикалом водню з утворенням пероксиду:



Також в процесі поділу іонів утворюється озон:



В таблиці 2 наведено порівняльні дані окиснювальних потенціалів продуктів фотокаталітичного окиснення.

Таблиця 2

Порівняння окиснювального потенціалу різних окисників

Окисник	Окиснювальний потенціал (eV)
•OH	2.80
O ₃	2.07
H ₂ O ₂	1.77
Hydroperoxyl Radicals	1.70
Permanganate	1.67
Chlorine Dioxide	1.50
Chlorine	1.36
O ₂	1.23

Висновок. Наведені дані показують що використання діоксиду титану, підвищує ефективність УФ знезараження за рахунок утворення озону та вільних радикалів, які є досить сильними окисниками. При цьому окрім знезараження додатково відбувається окиснення домішок води, що не супроводжується зміною її хімічного складу, тобто не наносить шкоди людині та навколишньому середовищу.

Список літератури

1. *Mohajerani M, Mehrvar M., Ein-Mozaffari F.* An overview of the integration of advanced oxidation technologies and other processes for water and wastewater treatment // International journal of Engineering. – 3, 2009. – P.120.
2. *Chong M.N., Jin B., Chow C., Saint C.* Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review // Water research. – 44, 2011. – P. 2997.
3. *Sharma S., Ruparelia J.P., Patel M.L.* A general review on advanced oxidation processes for waste water treatment // International conference on current trends in technology. – Nuicone, 2011.
4. http://projekti.gimvic.org/2009/2a/kataliza/fotokataliza_teorija.html (6 June 2013).
5. *Kaneko M., Okura E.* Photocatalysis Science and Technology // Springer, Japan. – 2002.
6. *Matheickal J., Raaymakers S.* 2nd International ballast water treatment R&D symposium // Globallast monograph series. – 15. – 2003.
7. <http://www.observatorynano.eu/project/> (6 June 2013).
8. *Kommineni S. et.al.* 3.0 Advanced Oxidation Processes. <http://www.nwriusa.org/pdfs/TTChapter3AOPs.pdf> (11 June 2013).
9. *Amador A.A.* Buried pesticide waste hazard to Poland // Waste Manage. Res., 1992. – 10. – P. 387-398.
10. *Anpo M.* Use of visible light. Second-generation titanium dioxide photocatalysts prepared by the application of an advanced metal ion-implantation method // Pure Appl. Chem. – oil 72, 2000. – P.1787-1792.
11. *Asahi R., Morikawa T., Owaki T., Aoki K., Taga Y.* Visible-light photocatalysis in nitrogen-doped titanium oxides // Science, 2001. – 293. – P.269-271.
12. *Beeby J.P., Nicol S.K.* Concentration of -in-water emulsion using the airsparged hydrocyclone // Filtr. Sep, 1993. – 30. – P.141-146.
13. *Bokotko R., Hupka J.* Efektywno natleniania wody w aeratorze cyklonowym // Inżynieria i aparatura chemiczna, 1996. – 2. – P.15-17.
14. *Brigden C.T., Poulston S., Twigg M.V., Walker A.P., Wilkins J.J.* Photooxidation of short-chain hydrocarbons over titania. // Appl. Catal. B., 2001. – 32. P. 63–71.
15. *Czaplicki E., Podgryska B., Rogaliska M.* Proceedings of 4th Forum HCH and Unwanted Pesticides, 15-16 Jan. 1996. –Poznan, Poland, 1996. – P. 63-73.
16. *Doll T.E., Frimmel F.H.* Removal of selected persistent organic pollutants by heterogeneous photocatalysis in water // Catal.Today, 2005. – 101. – P.195-202.
17. *Szymanowski H., Sobczyk A., Gazicki-Lipman M., Jakubowski W., Klimek L.* Plasma enhanced CVD deposition of titanium oxide for biomedical applications//Surface & Coatings Technology. – 2005. – Vol. 200. – P. 1036-1040

18. Ibanez J.A., Litter M.I., Pizarro R.A.. Photocatalytic bactericidal effect of TiO₂ on *Enterobacter cloacae*: Comparative study with other Gram (–) bacteria//J. Photochem. Photobiol. A Chem. – 2003. –Vol. 157. – P. 81-85.

Надійшло до редакції 16.11.2015

УДК 628.35

K. TROJANOWICZ, Ph.D.

Department of Environmental Engineering, Polytechnic Institute, Poland,

THE ROLE OF DEAMMONIFICATION TECHNOLOGY IN THE NEW CONCEPT OF WASTEWATER TREATMENT

Наведено короткий огляд сучасних тенденцій з модернізації систем очищення міських стічних вод. Описані швидко розвиваються інноваційні технології автотрофної денітрифікації. Обговорено сучасні тенденції в застосуванні процесів часткової нітрифікації ("nitritation / anammox process") як з точки зору успіхів, так і невирішених проблем. Виконано прогнозний аналіз перспективних напрямків у розвитку систем очищення стічних вод в найближчому майбутньому.

Ключові слова: часткова нітрифікація; "nitritation / anammox process"; надійне очищення стічних вод.

Приведен краткий обзор современных тенденций по модернизации систем очистки городских сточных вод. Описаны быстро развивающиеся инновационные технологии автотрофной денитрификации. Обсуждены современные тенденции в применении процессов частичной нитрификации ("nitritation/ anammox process") как с точки зрения успехов, так и нерешенных проблем. Выполнен прогнозный анализ перспективных направлений в развитии систем очистки сточных вод в ближайшем будущем.

Ключевые слова: частичная нитрификация; "nitritation/ anammox process"; надежная очистка сточных вод.

In the paper a short review of current trends in development of municipal sewage treatment systems are introduced. In that context a quickly-spreading, innovative technology of autotrophic deammonification is described. Current achievements of partial nitritation/ anammox process for reject water treatment as well as challenges and successes of its mainstream application are discussed as well. Layouts of probable sewage treatment systems of the future are presented.

Keywords: partial nitritation, anammox, sustainable sewage treatment

Introduction

Most of currently operated wastewater treatment plants are large energy consumers. We need about 1 kWh of energy for collecting, treating and discharging wastewater (Szetela (2014)). The share of electric power that is allocated for water supply and sewage handling is reaching up to forty percent (40%) of the whole electrical energy demand in the Polish municipal communities. In the rural areas that contribution may be even higher (Wójtowicz (2014), Szetela (2014)). At the same time in the sole organic matter (COD) inflowing to a wastewater treatment plant, a significant amount of energy is accumulated. It is estimated that in every cubic meter can be stored 1,4...2,8 kWh of energy in the form of organic carbon (COD) (Szetela (2014)) (for comparison Polish household consumes about 5.6 kWh of electric power per day (GUS (2012))). It is about seven times more than electric power – and about three times more than total energy – demand for sewage treatment (Szetela (2014)). In other words we utilize 1 unit of energy to waste of 3 units of energy in the course of sewage treatment.

Aeration of the wastewater is an essential part of biological organic carbon, nitrogen and phosphorous removal processes. About 60% of energy consumption at wastewater treatment plant is connected with sewage aeration. The other 40% of energy is required mostly for pumping operations, running of sewage treatment devices and heating of anaerobic digesters and buildings (Szetela (2014), Stinson et al. (2013)). We might say that the present concept of sewage treatment consists in inputting large amounts of energy into wastewater and as the return we receive hardly manageable solid wastes, greenhouse gases (CO_2 , CH_4 , N_2O) and effluent containing hazardous substances (micro contaminants, pathogenic bacteria and viruses).

This way of thinking is being changed at the moment and we start looking at inflowing wastewater stream as at the new source of energy. It seems that anaerobic processes replace the oxidation of organic carbon in the near future. As the result most of organic matter will be transformed into biogas. It would allow energy self-sufficiency of wastewater treatment or even net energy production. Just now we can produce about 1 m³ of biogas per every kilogram of sludge that was anaerobically digested. It equals about 6...7 kWh of energy that can be utilized with combined heat and power (CHP) gas engines (Dymaczewski (2011)). Stabilized and dried sewage sludge can be thermally utilized and energy recovered with CHP units (about 2.8 kWh per kilogram of dried mass of digested sewage sludge) (Szetela (2014)). There are also other possibilities to recover energy from wastewater connected with application of heat pumps and water micro turbines.

Furthermore valuable resources could be recovered from wastewater. The most obvious and precious is water. Reclaimed wastewater would be used for irrigation or sanitary purposes, and it is also possible to produce potable water from sewage (PUB (2015)). There is only one condition – application of advanced treatment processes for sewage disinfection and micro pollutants (e.g. pharmaceutical residuals) removal. Phosphorus can be recycled from wastewater in the form of magnesium ammonium phosphate (MAP, struvite). Right now it is

possible to produce from about 500 kg to 8000 kg of MAP weekly (Remy et al. (2013), Thelin (2014)). Other resources that are in focus of researchers and could be recovered from sewage sludge are metals (among them are gold, silver, copper and rare earth elements). Westerhoff et al. (2015) has estimated their value at up to US\$ 13 million annually for a community of 1 million people.

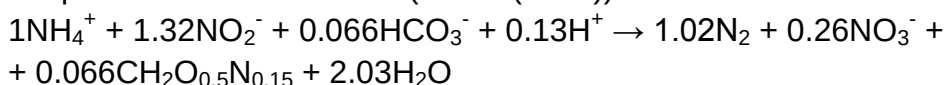
The future wastewater treatment plants are to be energy neutral and turned into “water resources recovery facilities”.

Deammonification – key process for innovative wastewater treatment

The problem with the organic matter conversion into biogas is that organic carbon is also needed for conventional nitrogen removal from wastewater. The organic carbon shortage is often the main limiting factor for efficient denitrification and addition of external carbon source (e.g. methanol) is required. Fortunately there is available innovative technology for fully autotrophic nitrogen removal from sewage. It is called deammonification. Deammonification is based on two autotrophic processes: partial nitritation and anammox (PN/A). In the course of partial nitritation about fifty percent of total ammonium load is oxidized to nitrites (NO_2^-).



Nitrites are then utilized by anammox bacteria for oxidizing ammonium ions (NH_4^+) into gaseous nitrogen (N_2). The anammox process' by products are nitrates (about 11% of nitrogen is transformed into this form). The stoichiometry of the anammox process is shown below (Kartal (2013)).



Advantages of deammonification derive from reduction of oxygen amount that is required for ammonium nitrogen oxidation, and from the fact that organic carbon is not necessary for this process. What's more, due to the fact that anammox bacteria are slow growers with small yield coefficient the amount of excess biomass is low. As the result the following benefits might be achieved in comparison to conventional nitrogen removal process:

- reduction of energy consumption for aeration by 60%,
- reduction of surplus sludge production by 90%,
- reduction of demand for organic carbon by 100%,
- reduction of emission of CO_2 by 90 -104% (result above 100% is possible due to the assimilation of bicarbonates by autotrophs) (Van Loosdrecht and Salem 2006)).

Partial nitritation/ anammox process (PN/A) for reject-water treatment

The move towards energy neutrality of wastewater treatment plants has been already made in many of the currently operated systems. The first step was application of anaerobic stabilization of sewage sludge and biogas production. Then biogas started being utilized for energy production (initially heat and subsequently also electric power with CHP gas engines). It allowed cover the energy demand of WWTP up to about 70% (electrical energy) and to about 50% (heat). However dewatering of digested sludge (with belt press or centrifuge) is the

source of a wastewater stream (called “reject water” “side-stream wastewater” or “filtrate”). The reject water contain significant amount of nitrogen. The concentration of ammonium nitrogen (N-NH_4^+) in the reject water can be 10-20 times higher than in the influent. Although reject water flow rate is a small proportion of total inflow (about 1-2%), the nitrogen loading rate from this source can achieve 15...20% of total nitrogen load into wastewater treatment plant (Dosta et al. (2007), Cema (2009)). The reject water which entering bioreactor disturb its operation by lowering ratio between organic carbon and ammonium nitrogen (COD/ N-NH_4^+) in the wastewater. The surplus nitrogen load requires also additional amount of oxygen for nitrification. Consequently higher electric power consumption for aeration occurs. Treatment of side-stream wastewater with deammonification reactors allows ammonium nitrogen removal by about 80% (nitrogen load from this source is reduced to about 3% of the total daily load) (Cema (2009), Szatkowska et al. (2007), Gut et al. (2006)). What's important the process is run without any addition of external carbon and with significantly reduced power consumption. Because of this it brings closer present wastewater handling systems to energy self-sufficiency. Experiences of first sewage treatment plants with net energy production (Strass and Glarnerland) show that application of deammonification technology for reject water treatment was the key factor which allowed them achieved this success (WERF (2010)).

The technology being described was implemented for the first time in the technical-scale about ten years ago. The innovation has been wide- and fast-spreading over the last decade. By the end of 2014 about 100 full-scale systems for reject water deammonification was in operation worldwide (mainly in Europe and North America) (Lackner et al. (2014)). Three most frequently applied reactor types are sequencing batch reactors (SBR – more than 50% of all deammonification systems), bioreactors based on granular biomass and moving bed biofilm reactors (MBBR) (Lackner et al. (2014)). In the table 1 ranges of operational and applied technological parameters are presented. In “figure 1b” the location of PN/A reactor in technological setup of sewage treatment system is shown.

Mainstream deammonification

Deammonification of reject water does not cover the whole range of potential application of this technology. As it was mentioned before the current goal is to remove organic carbon from the influent via anaerobic route with increase of biogas production. In the “figure 2a”, a conventional layout of sewage treatment system is presented. The goal of increasing production of biogas could be gained by diverting of organic matter (COD), in the form of sewage sludge, from the influent into anaerobic digesters. In such a technological setup we want to increase production of sewage sludge. The application of high-rate activated sludge (HRAS) reactors makes it possible. Biomass organic loading rate (F/M) in HRAS systems is one or even two orders of magnitude higher than in a conventional activated sludge chambers ($1...10 [\text{kgCOD kg}_{\text{TSS}}^{-1} \text{ d}^{-1}]$).

Table 1

Ranges of operational and applied technological parameters of PN/A systems for “side-stream” nitrogen removal (based on the review of Lackner et al.(2014))

Parameter	Reactor type	
	SBR	MBBR&granular
Influent N concentration [$\text{mgN-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$]	from <500 to >1500	
Reactor volume [m^3]	134 – 2400	200 – 1800
Hydraulic retention time (HRT) [h]	26 – 114	5 – 42
Total suspended solids (TSS) [g L^{-1}]	1.0 – 4.5	5 – 25
Volumetric loading rate (VLR) [$\text{kg}_\text{N} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$]	0.04 – 0.65	1.0 – 2.3
Biomass loading rate (F/M) [$\text{gN kg}_{\text{TSS}}^{-1} \text{ d}^{-1}$]	35 – 155	64 – 238
Dissolved oxygen concentration (DO) [$\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$]	0.3 – 1.5	
Temperature [$^{\circ}\text{C}$]	20 – 25	
Process control parameters (<i>on-line</i> sensors)	pH, DO, N-NH_4^+ , N-NO_3^-	
Energy demand [$\text{kWh kg}_\text{N}^{-1}$]	0.8 – 1.92	1.05 – 1.86

Consequently, other features of those bioreactors are: very short hydraulic retention time (HRT about 30 minutes) and sludge age (SRT = 0,5...1 d). Furthermore the process is run under anoxic conditions in order to prevent the oxidation of COD. As the result the energy demand for the process is minimal ($0,02 \text{ kWh/m}^3$) (Bunce et al. (2013)). It was found that under described conditions both suspended solid's, colloidal and soluble fraction of COD is removed from wastewater mainly via adsorption on the surface of activated sludge flocks. The sludge from HRAS is moved into sludge thickeners and anaerobic digesters. This first stage of the new technological setup is called “A – process” (where “A” stands for “adsorption”). Alternatively to HRAS, an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor might be applied (see figure 2e). Then direct biogas production from inflowing sewage would be possible (Malovanyy et al. (2015)). Sewage stream after “A-stage” treatment still contains ammonium nitrogen. Its removal could be conducted with common nitrification/denitrification pathway (N/DN). This phase of sewage treatment is called “B-process” (where “B” stands for “biooxidation”). However, the process has to be run at low “COD:N-NH₄⁺” ratio of about 2:1 or lower. Due to this it is proposed to aerate uniformly the whole N/DN chamber instead of dividing it into anoxic and aerobic compartments. Then aeration control must be subordinated to a major goal: oxidizing of N-NH₄⁺ with simultaneous suppression of COD oxidation with oxygen. The entire load of COD is to be utilized for denitrification. Dissolved oxygen concentration's level below 1 mgO₂/L must be kept.

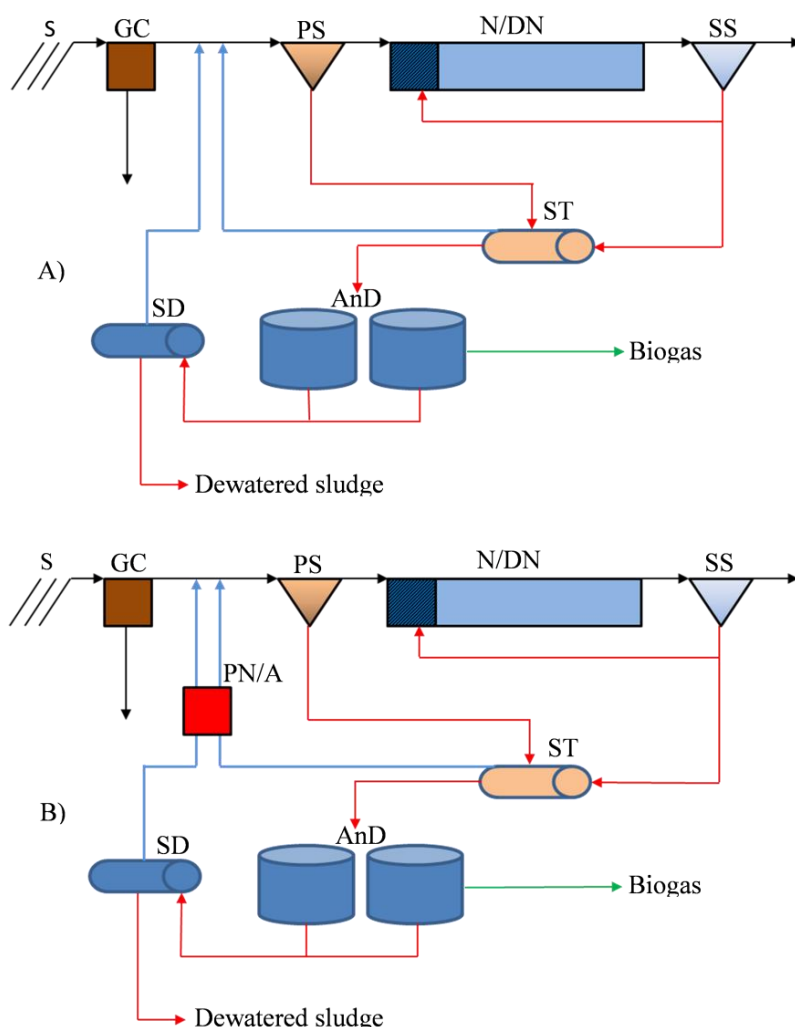


Figure 1. Layout of: **A)** conventional system of municipal wastewater treatment with reject water stream from sludge dewatering device (SD) entering directly the mainstream technological line; **B)** innovative system with reject water treatment with PN/A process. Nomenclature: S – screens, G – grit chamber, PS – primary settler, N/DN – nitrification/denitrification, SS – secondary settler, ST – sludge thickener, AnD – anaerobic digester, SD – sludge dewatering, PN/A – partial nitritation/anammox

The exact value of DO concentration is controlled with programmable logic controllers (PLC), linked with DO and N-NH_4^+ “on-line” sensors (Bunce et al. (2013)). Sometimes strategy of intermittent aeration is applied.

Under low concentration of DO, simultaneous denitrification can occur in the core layer of activated sludge flocks (Bunce et al. (2013), Regmi et al. (2013)). What’s more it is also possible to oxidize N-NH_4^+ to nitrites (N-NO_2^-) and subsequently reduced them with COD. In such scenario the conventional nitrification-denitrification process is replaced by “nitritation-denitritation” scheme. It is called also as “nitrite-shunt” (see figure 2 b, c). It turns out that nitrogen removal process leading through that route is more efficient and at the same time energy consumption for aeration is reduced (Bunce et al. (2013), Regmi et al. (2013)). In order to achieve “denitrification through nitrites” NOB (nitrite oxidizing bacteria) have to be suppressed in the system. It is usually hard to accomplish

under mainstream wastewater conditions because of low concentrations of substrates and low temperature in the reactor. However getting it under control would give foundations for even further development of the sewage treatment system. The purpose is to turn it from “A/B – process” described above, into “A/Deammonification” system (see figure 2 d).

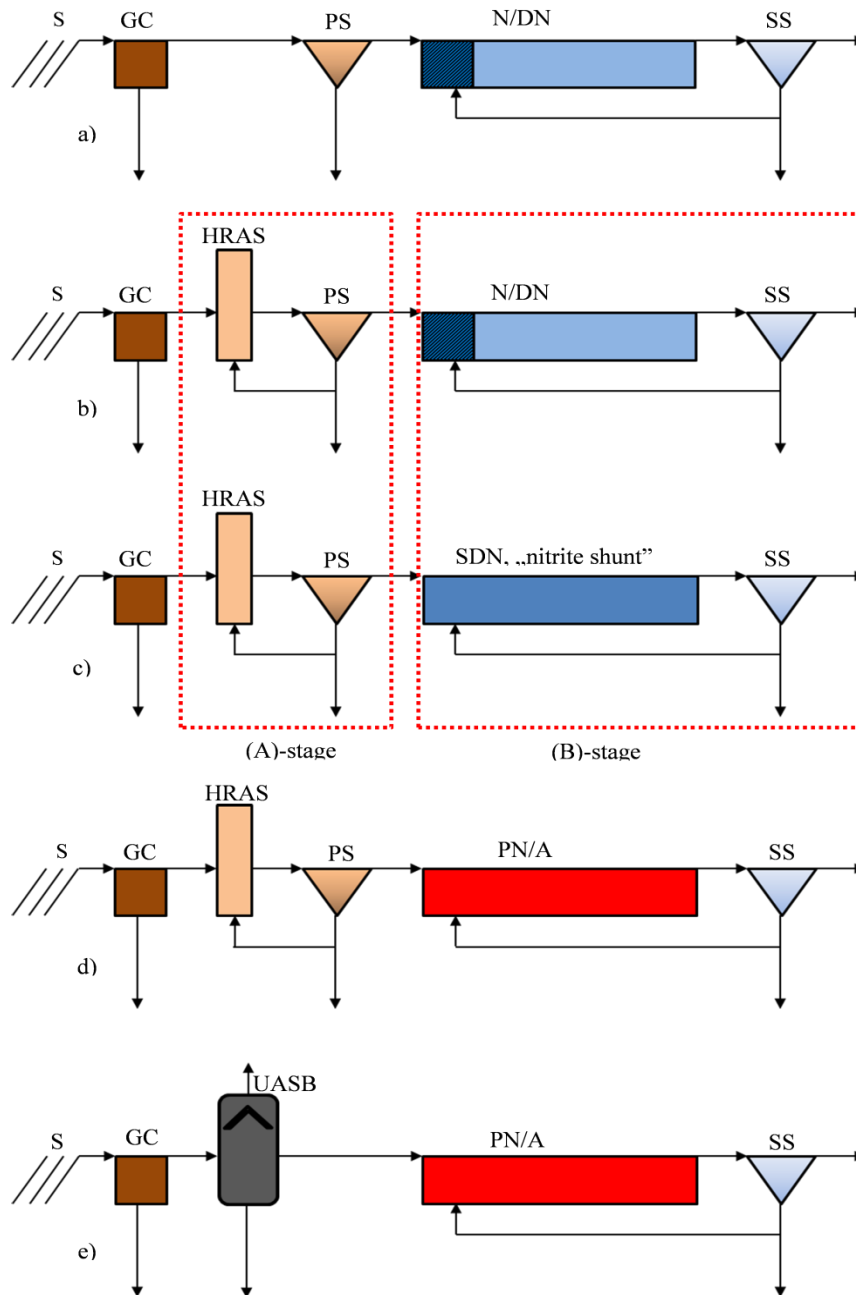


Figure 2. Layout of: **a)** conventional municipal wastewater treatment system; **b)** and **c)** innovative “A&B - stage” system; **d)** innovative system with “A-stage” and mainstream deammonification (PN/A); **e)** innovative system of mainstream wastewater treatment with UASB and deammonification reactors. Nomenclature: SDN – simultaneous denitrification PN/A – partial nitrification/anammox, HRAS – high rate activated sludge, UASB – upflow anaerobic sludge blanket

It will be possible if we have measures to suppress NOB's growth and a source of anammox biomass is available. That source (of anammox biomass) could be deammonification reactors for reject water treatment. Having in mind that vision it justifies even more investments in side-stream deammonification and modern aeration control system for presently operated conventional nitrogen removal reactors.

Successful mainstream deammonification will be linked with substantial reduction of energy consumption. This, in turn will bring us closer towards net energy production in the sewage treatment system. Results published in the available literature showed that it is possible to remove nitrogen from mainstream wastewater via PN/A process both in a combined granular-activated sludge system (Wett et al. (2013)) and MBBR (Sultana (2014)). Malovanyy et al. (2014, 2015) proved the suitability and high capacity of IFAS (integrated fixed-film activated sludge reactor) run at 25°C for deammonification of mainstream wastewater pretreated in UASB (upflow anaerobic sludge blanket) reactor. IFAS was presented as the most promising system also for mainstream deammonification at low temperatures (Trojanowicz et al.(2015)). To the best of authors' knowledge, at the moment two wastewater treatment plants are operated in the layout which was described above (Wett et al. (2013)). In the figure 3 the diagram of the future, sustainable wastewater treatment system is shown (where the reject- and mainstream wastewater deammonification reactors are interconnected).

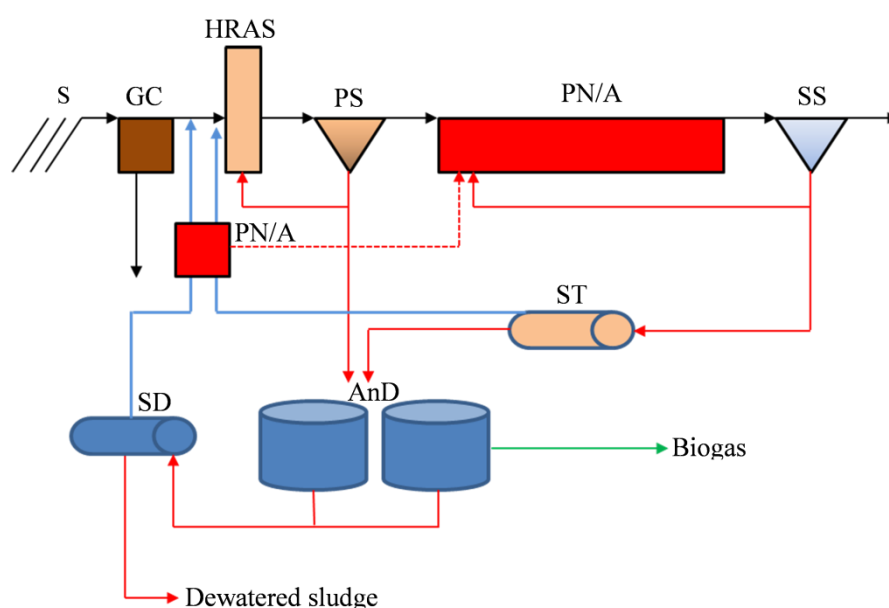


Figure 3. Layout of municipal wastewater treatment plant of the future with interconnected deammonification reactors for reject water and mainstream wastewater treatment

Conclusion

In order to achieve energy neutrality of the sewage treatment systems of the future, increase of biogas production from organic matter inflowing to the system is necessary. That will be possible if an autotrophic technology of nitrogen

removal from the wastewater is available. The partial nitrification/anammox process fulfill that requirement. Mainstream application of PN/A at low temperature will be possible only if a robust method for suppression of NOB bacteria will be developed and anammox biomass will be accessible. The first step towards described in the paper concept of sustainable wastewater treatment plant is application of deammonification technology for reject water treatment.

References

1. Bunce R.W., Miller M.W., Regmi P., Hingley D.M., Kinnear D., Bott C.B., 2013. Modification of a B-stage MLE to Take Advantage of SND and Nitrite Shunt in an A/B Process Pilot Study. *WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery Conference* – July 28-31, 2013, Vancouver, Canada.
2. Cema G., 2009. Comparative Study On Different Anammox Systems. *Ph.D. Thesis*, TRITA-LWR PhD Thesis 1053. Royal Institute of Technology, Stockholm – Sweden.
3. Central Statistical Office (GUS), „Energy Consumption in Households in 2012”, Warsaw 2014.
4. Dosta J., Galí A., Benabdallah El-Hadj T., Macé S., Mata-Álvarez J., 2007. Operation and model description of a sequencing batch reactor treating reject water for biological nitrogen removal via nitrite. *Bioresource Technology*, 98, 2065 – 2075.
5. Dymaczewski Z. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. PZITS Poznań 2011
6. Gunar Thelin – Ekobalans, 2014. Sustainable nutrient recycling. *Euroslam Conference, Helsingborg, Sweden*.
7. Gut L., Plaza E., Trela J., Hultman B., Bosander J., 2006. Combined partial nitrification/Anammox system for treatment of digester supernatant. *Water Science & Technology*. 53 (12), 149–159.
8. Kartal B., Van Niftrik L., Keltjens J.T., Op den Camp H.J.M., Jetten M.S.M., 2012. *Anammox—Growth Physiology, Cell Biology, and Metabolism*. *Advances in Microbial Physiology*. pp. 211- 262.
9. Lackner S., Eva M. Gilbert E.M., Vlaeminck S.E., Joss A., Horn H., van Loosdrecht M.C.M., 2014. Full-scale partial nitrification/anammox experiences An application survey. *Water research* 55, 292-303.
10. Malovanyy A., Plaza E., Rajkowski M., Trela J. 2014. Deammonification process combined with UASB reactor for treatment of mainstream wastewater. In *Proceedings of 11th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies*, May 26-30, 2014 Abu-Dhabi, United Arab Emirates.
11. Malovanyy A., Yang J., Trela J., Plaza E. 2015. Combination of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and partial nitrification/anammox moving bed biofilm reactor (MBBR) for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology* 180, 144–153.
12. Malovanyy A., Yang J., Trela J., Plaza E. 2015. Combination of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and partial nitrification/anammox moving bed biofilm reactor (MBBR) for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology* 180, 144–153.

13. PUB (2015-11-10):
(<http://www.pub.gov.sg/water/newater/Pages/default.aspx>) Singapore's national water agency.
14. Regmi P., Holgate B., Miller M.W., Bunce R., Park H., Chandran K., Wett B., Murthy S., Bott C.B., 2013. NOB out-selection in mainstream makes two-stage deammonification and nitrite-shunt possible. *WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery Conference* – July 28-31, 2013, Vancouver, Canada.
15. Remy M., Kruit J., Hendrickx T., Haerhuis R., van Loosdrecht M., 2013. Phospaq: Full scale experience with phosphorus recovery via controlled struvite precipitation. *WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery Conference* – July 28-31, 2013, Vancouver, Canada.
16. Stinson B., Murthy S., Bott C., Wett B., Al-Omari A., Bowden G., Mokhyerie Y., De Clippeleir H., 2013. Roadmap Toward Energy Neutrality & Chemical Optimization at Enhanced Nutrient Removal Facilities. *WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery Conference* – July 28-31, 2013, Vancouver, Canada.
17. Sultana R., 2014. Partial Nitritation/Anammox process in a moving bed biofilm reactor operated at low temperatures. *Licentiate thesis, TRITA-LWR LIC-2014:05*, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
18. Susanne Lackner S., Gilbert E.M., Vlaeminck S.E., Joss A., Horn H., van Loosdrecht M.C.M., 2014. Full-scale partial nitritation/anammox experiences. An application survey. *Water Research* 55, 292 – 303.
19. Szatkowska B., Cema G., Plaza E., Trela J., Hultman B., 2007. A one-stage system with partial nitritation and Anammox processes in the moving-bed biofilm reactor. *Water Science & Technology*, 55 (8–9), 19–26.
20. Szetela R., 2014. Bilans energetyczny oczyszczalni ścieków. *Gaz Woda i Technika Sanitarna* 4, 143-147.
21. Trojanowicz K., Plaza E., Trela J., 2015. Pilot Scale Studies on Nitritation-Anammox Process for Mainstream Wastewater at Low Temperature. *Water Science & Technology* – in press.
22. Van Loosdrecht M.C.M., Salem S., 2006. Biological treatment of sludge digester liquids. *Water Sci. Technol.* 53, 11.
23. WERF (2010) Strass im Zillertal WWTP Case Study Sustainable Treatment: Best Practices from the Strass im Zillertal Wastewater Treatment Plant. (http://brownfields-toolbox.org/download/office_of_water/Strass%20WWTP%20Energy%20Case%20Study.pdf)
24. Westerhoff P., Lee S., Yang Y., Gordon G.W., Hristovski K., Halden R.U., Herckes P., 2015. Characterization, Recovery Opportunities, and Valuation of Metals in Municipal Sludges from U.S. Wastewater Treatment Plants Nationwide. *Environ. Sci. Technol.* 49 (16), 9479–9488.
25. Wett B., 2013. Application of Mainstream Deammonification. *WEF/IWA Nutrient Removal and Recovery Conference* – July 28-31, 2013, Vancouver, Canada.

26. Wett B., Omari S. M., Podmirseg M., Han O., Akintayo M., Gómez B., Murthy S., Bott C., Hell M., Takács I., Nyhuis G., O'Shaughnessy M., 2013. Going for mainstream deammonification from bench to full scale for maximized resource efficiency. *Water Science & Technology*, 68(2), 283-289.

27. Wójtowicz A., 2014. Kierunki rozwoju gospodarki osadowej. *Gaz Woda i Technika Sanitarna* 4, 148-153.

Надійшло до редакції 15.11.2015

УДК 628.17:628.194

А.М. ТУГАЙ, доктор технічних наук

Ю.М. ПІКУЛЬ, кандидат технічних наук

Київський національний університет будівництва і архітектури

ВОДОПОСТАЧАННЯ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ В УМОВАХ ЗНАЧНОГО ЗНИЖЕННЯ ВОДОСПОЖИВАННЯ

Запропоновані сучасні заходи підвищення ефективності водопровідних систем в умовах значного зниження водоспоживання

Ключові слова: підвищення ефективності, зниження водоспоживання, вторинне забруднення води.

Запропоновані сучасні заходи підвищення ефективності водопровідних систем в умовах значного зниження водоспоживання

Ключові слова: підвищення ефективності, зниження водоспоживання, вторинне забруднення води.

Запропоновані сучасні заходи підвищення ефективності водопровідних систем в умовах значного зниження водоспоживання

Ключові слова: підвищення ефективності, зниження водоспоживання, вторинне забруднення води.

Стрімке зниження водоспоживання в Україні простежується з початку її незалежності та триває до теперішнього часу. Надто помітним стає потреба зниження виробничих потужностей очисних споруд, зростання питомих витрат електроенергії насосних станцій, потужні витрати на утримання системи подачі та розподілу води. Особливо гостро ця проблема постає для систем водопостачання населених пунктів з середньою та значною чисельністю населення.

За оцінками фахівців потенціал енергозбереження у секторі водопостачання становить 25...30%, що в масштабі країни відповідає 1,2...1,5 млрд кВт год/рік [1].

Відсутність наукового-обґрунтованих методів водогосподарювання, що враховують зміни характеристик системи водопостачання протягом її роботи, призводить до збільшення витрат електроенергії, витрачання коштів для ліквідації пошкоджень, що виникають внаслідок збільшення кількості відмов інженерних систем, погіршення якості води, та, відповідно, збільшення витрат реагентів для її знезараження.

Невпинне зниження продуктивності в часі простежується, насамперед, у випадку експлуатації водозабірних свердловин, основними причинами якого є [2]:

- зниження статичного рівня води у водоносному пласті внаслідок зменшення запасів підземних вод;
- зменшення питомого дебіту свердловини внаслідок збільшення фільтраційного опору у фільтрі та прифільтровій зоні;
- зміна гідравлічних характеристик заглиблених відцентрових насосів внаслідок фізичного зношення їх робочих елементів;
- збільшення гідравлічного опору сталевих водопідйомних труб і водоводів, що не мають внутрішнього захисного покриття, внаслідок хімічної корозії та відкладень осадів, які виділяються з води.

З економічної точки зору, завдяки значному скороченню водоспоживання доцільно ставиться питання про виведення з експлуатації до резерву зайвої кількості водозабірних свердловин, обладнання та очисних споруд, що дає певне заощадження коштів на їх утримання, зокрема, знижується й величина втрат води за рахунок зменшення об'єму витоків з мережі.

Проте, зменшення продуктивності системи подачі та розподілу води (СПРВ), за незмінних геометричних розмірів самої системи, зумовлює транспортування води з наднизькими швидкостями руху, що створює сприятливі умови для її вторинного забруднення.

Зміна тривалості перебування води в СПРВ супроводжується незворотними процесами її руйнування: змінюється гідравлічний режим роботи мережі, зменшується кількість розчиненого у воді кисню, змінюються склад та концентрація домішок, посилюються біохімічні процеси на внутрішній поверхні труб.

Довготривале зберігання води в резервуарах чистої води, без відповідної циркуляції, призводить до накопичення осаду на поверхні стін та днища. Як правило з часом осад замулюється та заселяється різноманітними мікроорганізмами, котрі розмножуються в помітних обсягах.

Найчастіше промислові резервуари для зберігання питної води виготовлені з бетону або залізобетону. Антикорозійні покриття сталевих конструкцій та торкрет-бетонне облицювання поверхні резервуарів не запобігають вторинному забрудненню питної води та потребують періодичного обслуговування. Адже з часом відбувається корозія сталевих елементів резервуарів, поверхня стін та днища стає нерівною, з'являються

великі пори, що підвищує можливість заселення їх поверхні водоростями, грибами та бактеріями.

Відірвані від поверхні резервуара забруднення разом з потоком потрапляють до водопрозподільчої мережі, посилюючи процес біологічного обростання внутрішньої поверхні труб.

Окрім цього, за відсутності дренажної системи, через нещільності та тріщини до резервуарів можуть потраплять ґрунтові, талі, дощові та інші неочищені води. Утворення наскрізних тріщин внаслідок температурних та інших деформацій призводить до втрат питної води, корозії арматури, розмиву ґрунтів основи та просідання резервуарів.

Проблема погіршення якості питної води в системах зберігання та її розподілу стосується й старих протяжних водопровідних мереж зі сталевих трубопроводів, що являють собою найвразливішу ланку водопровідного господарства України.

На окремих ділянках мережі тривалість перебування води в ній сягає декількох десятків діб. За прогностичними оцінками очікується зростання цього показника і в наступні роки, як в Україні, так і в країнах Центральної та Східної Європи, хоча і з меншою інтенсивністю [3].

Магістральні лінії, та, в переважній більшості, внутрішньоквартальні водопровідні мережі, що закладались з сталевих водопровідних труб експлуатуються в умовах занижених параметрів та вимог до них без відповідного антикорозійного захисту внутрішньої та зовнішньої поверхні труб.

Як показали дослідження низки авторів [4-6], навіть при середніх умовах експлуатації незахищених металевих водопровідних труб відбуваються зміни їх гідравлічних опорів (при діаметрі труб від 50 до 300 мм в 5 і більше разів протягом 30-річної експлуатації [2]), внаслідок зміни відносної макрошорсткості, яка залежить від матеріалу труб, строку їх експлуатації, якості транспортованої води і ступеня захищеності внутрішньої поверхні труб від корозії.

Отже, суттєвого значення набуває питання раціонального добору матеріалу труб на стадії проектування та реконструкції водопровідної мережі.

Проте, трубопроводи з полімерних матеріалів є не менш вразливими. Адже, більшість полімерних труб зовнішньої системи водопостачання закладаються з нехтуванням вимог до технології їх влаштування.

Завдяки їх гнучкості, внаслідок неякісно виконаних будівельно-монтажних робіт полімерні труби зазнають значного впливу від зовнішніх навантажень (надмірного вигину або стискання труб, внаслідок порушення вимог засипання траншеї ґрунтом незадовільної якості та вимог до їх ущільнення).

Зважаючи на це, важливим завданням є створення та впровадження ефективних технологій підвищення експлуатаційного ресурсу магістральних та розподільчих трубопроводів.

В умовах зниження водоспоживання, внаслідок незбалансованої роботи СПРВ, на деяких ділянках діючих систем протягом годин доби

утворюються зони недостатнього або надлишкового тиску в мережі.

Оптимізація гідравлічної системи зводиться не тільки до підвищення ефективності роботи насосних агрегатів (економія електроенергії може сягати від 20 до 80%), але й до автоматичного регулювання тиску в вузлових точках розподільчої мережі, що суттєво впливає на кількість витоків та пошкоджень мережі.

Створення зон мережевого регулювання тиску уповільнює процес стирання трубного матеріалу, збільшуючи у часовому інтервалі необхідність технічного обслуговування та ремонтних робіт.

Робота системи в оптимальних режимах тиску в мережі призводить до зниження аварійності на 23...90% [7], що призводить до економії часу та коштів на заміну аварійних ділянок водопровідних мереж.

В міжнародній практиці фахівцями прийнято вважати, що якщо нічна витрата, що транспортується по трубах у житлові мікрорайони міста, складає менше 35% від денної, то водопровідна мережа знаходиться у відмінному стані, якщо – 35...49% у доброму стані. Регулюючі ємкості мають відповідати такому режиму роботи насосних станцій, щоб забезпечувати об'єм, щонайменше, 20% від добового водоспоживання [8].

Розподіл системи водопостачання на зони визначається трьома основними факторами: різницею позначок подачі та розподілу води, потрібними вільними напорами, максимальними втратами напору в мережі. Вважається, що найбільш досконалим є контроль за тиском системи шляхом одночасного налаштування встановлених регуляторів тиску в режимі реального часу [9].

Зонування водопровідної системи передбачає й зміну точок живлення або їх кількості шляхом перекладання або додаткового прокладання обвідних ліній мережі, створення додаткових вузлів живлення (водонапірних башт, насосних станцій, резервуарів).

Підвищенню надійності СПРВ сприяє влаштування додаткових локальних вузлів доочистки води, для запобігання біологічному обростанню магістральних та розподільчих мереж.

В окремих випадках, за наявності у складі водопровідної системи декількох вузлів живлення доцільним постає питання ефективної роботи СПРВ з врахуванням диференційованих за часом тарифів на електроенергію.

Надійна статистична інформація про інтенсивність відмов мережі, якість води в найбільш проблемних ділянках, прогнозування та аналіз практики, методи і способи розробки пріоритетів в стратегії інтенсифікації водорозподільчих ліній дозволяє розробити нові методи скорочення та попередження витоків, вказує на потенційні можливості служб у зниженні втрат води та підтриманні стійкості мережі.

Влаштування запобіжної арматури, зворотних клапанів та вантузів, сучасних методів попередження та боротьби з гідроударами, періодичне очищення та дезінфекція внутрішньої поверхні труб, може захистити трубопроводи та інженерні споруди від негативних впливів та подовжити

строк роботи навіть зношених трубопроводів, що забезпечує додаткове відтермінування їх заміни.

Адже, зменшення експлуатаційних витрат за рахунок скорочення обсягів ремонтно-відновлювальних робіт, заміна ділянок зношених трубопроводів і устаткування в гідросистемах у планово-попереджувальному режимі значно дешевше екстреної заміни аварійних ділянок труб.

В умовах зниження обсягу водоспоживання принципово постає питання зі зменшення діаметрів діючих трубопроводів, ліквідації, консервації або реновації окремих ділянок магістралей, водоводів і дублюючих ділянок розподільчих мереж з інших матеріалів та з іншими гідравлічними характеристиками.

Таким чином, прийняття оперативних та довгострокових рішень по підвищенню ефективності роботи водопровідної мережі, можливе лише на базі аналізу діаметрів труб, їх актуальних гідравлічних характеристик, з врахуванням дійсних коефіцієнтів шорсткості та матеріалу окремих трас трубопроводів.

Реальні водопровідні мережі великих населених пунктів можуть вміщувати десятки та сотні тисяч ділянок, котрі потребують гідравлічного розрахунку з врахуванням оптимального режиму роботи насосних станцій в кожен конкретний момент часу.

Розрахунок таких мереж на сучасних комп'ютерах, з допомогою програмних комплексів, проводиться за лічені секунди, проте процеси читання вхідної інформації та запис результатів в базу даних може сягати декілька хвилин. Розробка комп'ютерних програм призначених для гідравлічного аналізу протяжних водопровідних мереж почалась з кінця 90-х років, їх вдосконалення триває до теперішнього часу.

Сучасні автоматизовані комп'ютерні програми дозволяють вирішувати широкий спектр завдань, пов'язаних з систематизацією, загальною оцінкою, аналізом та оптимізацією найбільш важливих параметрів водопровідних мереж, від якої безпосередньо залежить якісні показники води.

Зокрема, такі автоматизовані комплекси здатні проводити багатоваріантний аналіз на базі різноманітних режимів роботи кільцевої мережі, окрім іншого і безтраншейної реновації та модернізації з використанням сучасних альтернативних внутрішніх захисних покриттів з широкою гамою шорсткості стінок, забезпечуючи умови сумісності старих та нових (відновлених) ділянок водопровідної мережі [9].

Проте, складність завдання оптимального керування водопровідним господарством обумовлена й великою кількістю компонентів, неповнотою і неточністю інформації про елементи системи, що входять у СПРВ, характеристики яких постійно змінюються в часі.

Висновки. Розроблення перспективного плану відновлення оптимальної роботи систем водопостачання в умовах значного зниження водоспоживання можливе лише на базі інженерних розрахунків сумісної роботи всіх взаємодіючих споруд з врахуванням зміни їх технологічних характеристик протягом часу експлуатації.

Сучасним способом відновлення санітарного захисту та герметичності сталевих та залізобетонних ємкостей вважається футерування поверхні резервуарів полімерним облицюванням з влаштуванням системи контролю за витоками.

Завдяки сучасним системам автоматизованого моніторингу за тиском, шляхом манометричної зйомки мережі в режимі реального часу, фахівці володіють достеменною інформацією про фактичний стан СПРВ.

Впровадження системи моніторингу за тиском дозволить контролювати напір води на водопровідних спорудах та розподільчих мережах, мінімізувати втрати води у випадках відмов трубопроводів, попередити утворення надлишкових напорів у розподільчих лініях.

Управління та розробка проектних рішень по будівництву та реконструкції водопровідного господарства потребує інвентаризації водопровідної системи, зберігання, поповнення та аналізу актуальних даних, що характеризують технічний та санітарно-епідеміологічний стан системи, що в сучасних умовах вимагає застосування автоматизованих інформаційно-пошукових систем та висококваліфікованих фахівців для роботи з великим обсягом фактографічної та картографічної інформації.

Деталізована гідравлічна модель водопровідної системи, що базується на сучасних комп'ютерних програмах, дозволить підтримувати в актуальному стані базу даних компонентів гідравлічної системи, стане невід'ємним інструментом управління та оптимізації роботи СПРВ в умовах скорочення водоспоживання.

Проте, реалізація автоматизованих систем управління роботою водопровідного господарства вимагає капіталовкладень на влаштування систем зв'язку, сухих колодязів на мережі (з реєстраторами тиску, витратомірами, керованою запірної та регулюючої арматурою тощо).

Експлуатація та постійне усунення аварійних ситуацій на водопровідних мережах вимагає чимало матеріальних та людських ресурсів. Однак, амортизаційних (інвестиційних) відрахувань водопровідних підприємств інколи достатньо лише на ліквідацію аварійних пошкоджень. Проте, великі одноразові витрати під час будівництва і реконструкції водопровідного господарства можуть надати можливість заощадити фінансові ресурси на різних видах ремонтних робіт.

Список літератури

1. *Цветкова Г., Будняк Т.* Проблеми інтегрованого управління водними та енергетичними ресурсами // Водне господарство України. – № 2(110). – 2014. – С. 22-23.
2. *Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П.* Врахування зміни гідравлічних характеристик споруд при розрахунках подачі води із свердловин // Проблеми водопостачання водовідведення та гідравліки. – Вип.18. – К.: КНУБА, 2012. – С. 22-29.
3. *Гіроль М.М., Гіроль А.М., Хомко В.Є., Ковальський Д.* [Стан водопровідних мереж України та шляхи запобігання](#) погіршення якості води //

Полимерные трубы. – Новости отрасли. – 2013. – Адреса з екрану: <http://polypipe.info/news/238-stanvodoprovodnuhmerezhuksraini>

4. Петросов В.А. Изменение величины коэффициента гидравлического трения в магистральных водоводах с течением времени их эксплуатации // Сб. докл. Междунар. Конгресса «Экология, технология, экономика водоснабжения и канализации». –Ялта, 1997. –С. 124-131.

5. Ткачук О.А. Удосконалення систем подачі та розподілення води населених пунктів. –Рівне: НУВГП, 2008. – 301 с.

6. Хоружий П.Д., Ткачук А.А. Определение коэффициента гидравлических сопротивлений макрошероховатых труб. // Респ. міжвід. н-т. зб. "Гидравлика и гидротехника", 1985. – Вип. 40. – С. 27-31.

7. Зайцева С. Г. Внедрение современной трубопроводной арматуры как метод снижения потерь воды и повышения энергоэффективности // Водоснабжение и санитарная техника. – №3. – М.: Издательство ВСТ, 2012. – С.61-66.

8. Петросов В.А. Прогноз интенсивности отказа водосети – один из путей сокращения потерь и неучтенных расходов воды // Науковий вісник будівництва. – Вип. 12. – Х.: ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2001. – С. 42-51.

9. Орлов В.А., Аверкеев И.А. Анализ автоматизированных программ расчета водопроводных сетей в целях гидравлического моделирования при реновации трубопроводов // Вестник МГСУ. – №3. – 2013. – С.237-243.

Надійшло до редакції 11.06.2015

УДК 628.1

Т.П. ХОМУТЕЦЬКА, кандидат технічних наук
Київський національний університет будівництва і архітектури

ШЛЯХИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОЇ РОБОТИ ПІДПРИЄМСТВ ВОДОПОСТАЧАННЯ

Розглянуто шляхи поліпшення забезпечення споживачів високоякісною питною водою та представлено заходи для підвищення ефективності роботи комунальних підприємств.

Ключові слова: водопостачання, водоспоживання, питна вода, водопровідна система, енергоефективність.

Рассмотрены пути улучшения обеспечения потребителей высококачественной питьевой водой и представлены мероприятия для повышения эффективности работы коммунальных предприятий.

Ключевые слова: водоснабжение, водопотребление, питьевая вода, водопроводная система, энергоэффективность.

The article considers ways to improve providing consumers with high-quality drinking water and presents measures to increase the efficiency of utility companies.

Keywords: water supply, water consumption, drinking water, plumbing system, energy efficiency.

Проблема надійного забезпечення населення доброякісною питною водою відноситься до найважливіших світових проблем. Головна причина її загострення полягає у невинному зростанні антропогенного навантаження на водні ресурси внаслідок інтенсивного забруднення діючих і потенційних джерел питного водопостачання.

В Україні системи водопостачання майже на 70% базуються на використанні поверхневих вод. Зарегулювання стоку основних річок країни вплинуло на гідрохімічні властивості води і її здатність до самоочищення, а посилений тиск на довкілля в результаті скидання неочищених та недостатньо очищених стічних вод ще більше ускладнили ситуацію. Вода у водосховищах стала малокаламутною і висококольоровою, яку типовими технологіями водопідготовки очистити дуже важко, а тому діючі водоочисні станції, що переважно були розраховані на відносно чисті джерела водопостачання і менш жорсткі вимоги до якості очищеної води, не завжди здатні забезпечити посилені нормативні показники якості [1] і необхідний санітарний захист населення.

Особливо важко забезпечити потрібну якість питної води у споживачів в групових системах водопостачання, де очищена вода подекуди подається на десятки кілометрів зношеними трубопроводами, в результаті чого відбувається її повторне забруднення. Разом з тим, для питних потреб, як правило, використовується не більше 10-15% від загального об'єму споживаної води, а решта витрачається на господарсько-побутові потреби та полив. Тому в цих умовах доцільно застосовувати децентралізовані системи господарсько-питного водопостачання [2], в яких на головних очисних станціях ведеться підготовка технічної води невеликої собівартості, що за якісними показниками відповідає вимогам [1] для води з колодязів і каптажів, а для питних потреб технічну воду доочищають на додаткових водоочисних установках, розташованих поблизу споживачів. У таких системах забезпечується нормативна якість питної води при економному витрачанні водних, матеріальних і енергетичних ресурсів [2].

Поліпшити ситуацію з питним водопостачанням можна і за рахунок розширеного використання води з підземних джерел. Як відомо, підземні води краще захищені від забруднень з поверхні землі, мають вищі показники якості, їх легше очистити до нормативних показників, а тому в багатьох розвинених країнах світу вони знайшли широке застосування (понад 90 %). В Україні зосереджені великі запаси підземних вод, які нині освоєні лише на 8% від прогнозних ресурсів та на 13% від затверджених експлуатаційних запасів,

тому існує значний резерв для збільшення видобутку підземних вод практично в усіх регіонах [3].

Ще однією гострою народногосподарською проблемою у Україні є проблема заощадження енергії, що окреслена в Законі України "Про енергозбереження". Оскільки водопровідно-каналізаційна галузь є однією з найбільш енергоємних, а питомі витрати електроенергії на подачу води в Україні мають набагато вищі показники ніж в інших європейських державах, то вирішення задач, пов'язаних із забезпеченням енергоощадного водопостачання, розробки і реалізації заходів, що даватимуть значний енергозберігаючий та економічний ефект, є дуже своєчасними і вкрай необхідними.

Зміна норм і режимів водоспоживання в населених пунктах та характеристик взаємодіючих водопровідних споруд протягом часу їх експлуатації призводить до появи протиріч між проектними даними і реальними умовами роботи системи. У результаті цього виникають ситуації, коли частина споживачів не забезпечується потрібними витратами і напорами води, а робота діючого насосного обладнання перебуває поза межами рекомендованого застосування, тобто з низькими ККД і високим енергоспоживанням, в мережі створюються надлишкові тиски і збільшується аварійність системи, зростає собівартість 1 м³ води, комунальні підприємства і споживачі несуть матеріальні та моральні збитки.

Забезпечити високу ефективність роботи підприємств водопостачання можна завдяки:

- реконструкції споруд водопровідної системи з використанням раціональних схем, енергозберігаючих технологій і сучасного ефективного обладнання, матеріалів і засобів на всьому шляху транспортування води від водного джерела до споживачів;
- оптимізації системи водопостачання на основі математичного моделювання роботи гідравлічно взаємодіючих споруд з урахуванням зміни їхніх характеристик протягом часу експлуатації, аналізу отриманих результатів розрахунку при різних можливих варіантах водозабезпечення та визначення економічно доцільних режимів роботи споруд з найменшим енергоспоживанням.

При заборі поверхневих вод доцільно застосовувати водозабірно-очисні споруди, що дають можливість затримати частину забруднень прямо у водному джерелі та зменшити навантаження на водоочисну станцію [2].

Для інтенсифікації процесів очищення природних вод з метою покращення якості питної води і зменшення її собівартості, а також полегшення експлуатації станцій водопідготовки запропоновано нові технології і конструкції водоочисних установок з волокнистим та легким плаваючим фільтрувальними навантаженнями, що мають низку суттєвих переваг порівняно з типовими аналогами [2]. При заборі підземних вод можна використовувати баштові або напірні водоочисні установки, поверхневих –

технологічну схему з біореактором і контактним прояснювальним фільтром. Численні впровадження і дослідження у виробничих умовах запропонованих розробок підтвердило їх високу ефективність, надійність і простоту в експлуатації.

За допомогою математичного моделювання роботи гідравлічно взаємодіючих споруд можна оптимізувати систему водопостачання, що включає групу водозабірних свердловин, які спільними ділянками водоводів подають воду у збірні резервуари, а також систему подачі води насосними станціями другого підняття у водопровідну мережу населеного пункту. Для різних схем водопостачання розроблено методики оптимізаційних розрахунків взаємодіючих споруд, що дозволяють вибрати їх найвигідніші склад і розміри, перевіряти, чи забезпечать підібрані насоси при заданому режимі роботи подачу розрахункової витрати води під необхідним напором, а також із всіх можливих варіантів приймати такий режим роботи водопровідної системи, при якому споживатимуться найменші обсяги електроенергії [4-9].

Світовий і вітчизняний досвід свідчить, що разом з реконструкцією технологічного обладнання і систем та заміною інженерних мереж в сучасних умовах ключовим аспектом підвищення ефективності роботи підприємств є автоматизація технологічних процесів та розробка електронної моделі системи водопостачання. Для цього доцільно використовувати спеціалізовані програми передачі і обробки даних, а також геоінформаційну систему (ГІС) – сучасну комп'ютерну технологію, а точніше систему збору, зберігання, аналізу і графічної візуалізації географічних даних супутникових знімків і пов'язаної з ними інформації про необхідні об'єкти, яка є оптимальною для здійснення інвентаризації елементів водопровідних мереж і споруд.

Слід зазначити, що створення ГІС водопровідних мереж є доволі тривалим і складним процесом, пов'язаним зі значними трудовозатратами, проте його реалізація дозволяє розробити деталізовану гідравлічну модель системи водопостачання за допомогою якої можна аналізувати стан водопровідних ліній, вивчати аварійність ділянок, оптимізувати схеми мереж, реалізовувати програми по зниженню тиску, розробляти заходи з оптимізації режимів роботи споруд, моделювати роботу системи в надзвичайних ситуаціях тощо.

Якісний інженерний аналіз можливий лише за умови використання достовірних даних, тому для отримання необхідної інформації та забезпечення ефективної роботи водопровідної системи на підприємствах водопостачання рекомендується втілювати наступні заходи.

1. Визначити кілька диктуючих точок в характерних місцях на водопровідній мережі і встановити на них датчики тиску з передачею даних в режимі реального часу в центральну диспетчерську службу.
2. На водозабірних спорудах та трубопроводах подачі води в місто встановити ультразвукові витратоміри, показники яких закласти в гідравлічну модель розрахунку "насоси - мережа".
3. Керуватись інформацією про матеріал, діаметр і термін експлуатації водопровідних ліній та статистичними даними аварійності мереж,

визначити найбільш зношені та аварійні ділянки трубопроводів, провести їх заміну чи санацію для усунення витоків.

4. Перевірити технічний стан та проаналізувати роботу водозабірних споруд, дослідити гідравлічні та енергетичні характеристики свердловинних насосів при заборі підземних вод і за необхідності здійснити модернізацію, встановивши нові якісні та енергоефективні насоси і обладнання, заливні муфти, шафи керування, пристрої плавного пуску тощо. Оптимізувати сумісну роботу системи "свердловини - насоси - водоводи - резервуари", дослідити можливість і доцільність запровадження багатозонних тарифів на електроенергію.
5. Виконати аналіз роботи водоочисних споруд і при потребі здійснити реконструкцію станцій, запровадивши нові надійні і ефективні технології очищення та знезараження води з використанням сучасних методів, фільтруючих матеріалів і конструкцій установок.
6. Провести реконструкцію насосних станцій другого підняття та станцій підкачування, передбачити регулювання насосів перетворювачами частоти в безбаштових системах, що виключає необхідність дроселювання при зміні подачі, забезпечує стабільний тиск у мережі, значно зменшує вірогідність аварійних ситуацій і нештатних втрат та знижує витрати електроенергії на 20-30%.
7. Встановити датчики тиску на вводах у багатоквартирні житлові будинки, що дозволяє шляхом калібрування значень гідравлічних опорів на кожній ділянці водопровідної мережі досягати високої точності гідравлічної моделі системи водопостачання.
8. Проаналізувати роботу мережі з використанням розробленої гідравлічної моделі, визначити ділянки з надлишковими вільними напорами і встановити на них регулятори тиску, які дають можливість знизити аварійність мереж та усунути надлишкові напори при забезпеченні усіх споживачів водою у повному обсязі.
9. Провести комплексний аналіз пошкоджень на водопровідних мережах для ефективного планування попереджувального ремонту. При цьому необхідно мати інформацію про вид і місце пошкоджень, діаметр і матеріал трубопроводів, спосіб усунення витоків. Накопичені статистичні дані дозволять оцінювати стан труб, виявляти аварійні ділянки, проводити сортування по матеріалу трубопроводу і виду пошкоджень тощо.
10. Приймаючи єдиний класифікатор для об'єктів системи водопроводу і каналізації, кожному колодязю і засувці присвоїти унікальний буквено-цифровий код, який потрібно зберігати в ГІС. Це дасть змогу ефективно використовувати обладнання і складати плани капітального та поточного ремонтів на підприємстві.

Висновок. Завдяки реалізації запропонованих заходів, розробці ГІС водопроводу та створенню якісної гідравлічної моделі роботи системи водопостачання за допомогою кваліфікованого персоналу можна поліпшити

усі ланки в ланцюгу на шляху руху води від джерела до споживача, оптимізувати сумісну роботу гідравлічно взаємопов'язаних споруд, усунути надлишкові напори та зменшити витоки, значно знизити витрати електроенергії на насосних станціях, контролювати роботу водопровідної системи в режимі реального часу, миттєво фіксувати місця аварій на мережі, моделювати різні нештатні ситуації та здійснювати ефективне планування ремонтних робіт. Такі заходи передбачають великі капітальні і трудові затрати, однак вони дають змогу забезпечити ефективну роботу підприємств водопостачання, полегшити обслуговування споруд і керування системою завдяки автоматизації процесів, а також значно знизити енергоспоживання та експлуатаційні затрати на підприємствах в наступні роки їх функціонування при гарантуванні високої якості наданих споживачам послуг.

Список літератури

1. *ДСанПіН 2.2.4-171-10*. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Затверджено наказом МОЗУ 12.05.2010 № 400. Зареєстровано в МЮУ 1.07.2010 №452/17747.
2. *Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П., Хоружий В.П.* Ресурсозберігаючі технології водопостачання. – К: Аграрна наука, 2008. – 534 с.
3. *Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2013 році* / Мінрегіон, Київ, 2014. – 454 с.
4. *Хомутецька Т.П.* Регулювання і автоматизація відцентрових насосів при їх сумісній роботі з водонапірними спорудами / Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук-техн. зб. – Вип.15. – К.: КНУБА, 2010. – С. 35-44.
5. *Хомутецька Т.П.* Методика оптимізації роботи насосних станцій і безбаштової водопровідної мережі (на прикладі Чернігівського водопроводу) / Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури: наук. видання, 2012 – Вип.48. – С. 215-229.
6. *Хомутецька Т.П.* Методика розрахунку водопровідних систем з гідропневматичними насосними установками / Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури: наук. видання, 2011/ – Вип.42. – С. 276-284.
7. *Турай А.М., Хомутецька Т.П.* Оптимізація роботи систем із взаємодіючими водозабірними свердловинами / Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: наук-техн. зб. – Вип.21. – К.: КНУБА, 2013. – С. 7-13.
8. *Хомутецька Т.П., Сизоненко Г.А.* Дослідження доцільності застосування багатозонних тарифів на електроенергію у водопостачанні / Меліорація і водне господарство. Вип.101. – К: ІВПіМ НААН, 2014. – С. 112-123.
9. *Шкінь О.М., Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П.* Шляхи енергозбереження в системах господарсько-питного водопостачання на

Надійшло до редакції 10.06.2015

УДК 628.161.2:546.71

Д.В. ЧАРНИЙ, кандидат технічних наук
Інститут водних проблем і меліорації НААН України
Н.М. ЧЕРНОВА, кандидат технічних наук
Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України

ДОСЛІДЖЕННЯ КАТАЛІТИЧНОЇ ПЛІВКИ НА ЗЕРНАХ ФІЛЬТРУЮЧОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ ТА ПРОЦЕСИ, ЩО ВИКЛИКАЮТЬ ЇЇ УТВОРЕННЯ

Розкрито підходи з безреагентної технології очищення багатокомпонентних підземних вод з підвищеним вмістом розчинних сполук заліза, марганцю та сірководню. Технологія базується на біо-фізико-хімічному методі порушення термодинамічної рівноваги вихідної води. Одним з результатів такого підходу стало отримання нового фільтруючого матеріалу з каталітично-окисними властивостями на базі полімерних гранул, модифікованих плівкою залізо-марганцевих конкрецій.

Ключові слова: гранули, фільтруюче завантаження, залізо, марганець, залізобактерії, хемолітотрофи, термодинаміка, очищення, пероксид, діоксид.

Раскрыто подходы к безреагентной технологии очистки многокомпонентных подземных вод с повышенным содержанием растворимых соединений железа, марганца и сероводорода. Технология базируется на био-физико-химическом методе нарушения термодинамического равновесия исходной воды. Одним из результатов такого подхода стало получение нового фильтрующего материала с каталитическими и окислительными свойствами на базе полимерных гранул, модифицированных пленкой железо-марганцевых конкреций.

Ключевые слова: гранулы, фильтрующая загрузка, железо, марганец, железобактерии, хемолитотрофы, термодинамика, очистка, пероксид, диоксид.

Approaches of reagentless technology for multicomponent groundwater treatment with high content of soluble iron, manganese and hydrogen sulfide compounds were found out. Technology is based on bio-physical-chemical method of initial water thermodynamic disequilibrium. Catalyst and oxidizing properties of new filter media obtaining from polymer grains modified by iron-manganese nodules film was one of the approach results.

Key words: grain, filter media, iron, manganese, iron bacteria, chemolithotrophs, thermodynamics, treatment, peroxide, dioxide.

Зменшення витрат при підготовці багатокомпонентних підземних вод з підвищеним вмістом розчинних сполук заліза, марганцю та сірководню є актуальним завданням. Особливо гостро стоїть це питання для малих населених пунктів: сіл, селищ, невеликих міст, де просто відсутній кваліфікований обслуговуючий персонал, необхідний для класичної реагентної схеми, а застосування сучасних імпортованих фільтруючих матеріалів обмежується ціновим фактором. Зазвичай більшість поширених на ринку фільтруючих матеріалів [1, 32] базується на каталітичних і окисних властивостях діоксиду марганцю. Ці фільтруючі матеріали поділяються на дві великі підгрупи: 1 – яка базується на подрібнених породах марганцевих руд з великим вмістом вищих оксидів марганцю – найчастіше Піролюзиту $\text{MnO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ($\text{Mn} - 63,2\%$), наприклад, фільтруючий матеріал під торговою маркою Pyrolox; 2 – які базуються на штучно нанесених плівках з діоксиду марганцю на поверхні гранул фільтруючого матеріалу різного походження, подібних до Manganese Greensand – глауконітова основа, Greensand Plus – основа з оксиду кремнію, "Чорний цеоліт" – на основі подрібненого кліноптилоліту, тощо. Всі ці фільтруючі матеріали мають, крім високої вартості, ще цілий ряд проблемних питань. По-перше, завантаження подібні до Pyrolox мають високу щільність $\sim 3,8 \text{ г/см}^3$ і відповідні вимоги до інтенсивності промивання фільтру. По-друге, матеріали зі штучно нанесеними плівками з діоксиду марганцю потребують додаткової реагентної регенерації плівки, найчастіше за допомогою розчину KMnO_4 і теж як наприклад Greensand мають порівняно високу $\sim 1,36 \text{ г/см}^3$ щільність.

Відповідно отримання економічно доступного, не потребуючого додаткової реагентної регенерації фільтруючого матеріалу з низькою щільністю є актуальним завданням сьогодення.

В процесі розробки і впровадження технології очищення багатокомпонентних вод [2, 42; 3, 28; 4, 22] з підвищеним вмістом заліза, марганцю та кремнію отримано фільтруючий матеріал на основі полімерних гранул з покриттям з залізо-марганцевих конкрецій.

В процесі досліджень використовувалися наступні прилади: фотокolorиметри – Thermo Orion AQUAfast IV моделі AQ4000 та КФК-2МП; рентгенофлуоресцентний спектрометр ElvaX компанії "Елватех"; вимірювач рН – рН 150М; вимірювач окисно-відновного потенціалу HANNA HI 98121; мікроскоп – МУ; мікрометр МІКРОТЕХ МК-25.

Отримані в процесі очищення вихідної води модифіковані гранули фільтруючого матеріалу наведені на (рис.1).

Для визначення металів, що входять до складу плівки, застосований неруйнівний метод рентгенофлуоресцентної спектрометрії за допомогою спектрометру ElvaX. На (рис. 2) наведена спектрограма, отримана за його допомогою.

На спектрограмі є два великі піки заліза та марганцю, а також присутні невеликі піки кальцію і броду.

Для визначення кількісних характеристик заліза і марганцю проведено їх вилуговування з гранул фільтруючого завантаження та визначення їх концентрацій фотометричним методом.



Рис. 1. Полімерні гранули фільтруючого завантаження, покриті характерною темно-коричнево-чорною плівкою, вірогідно з вищих оксидів марганцю, і жовто-рудю плівкою з Fe_2O_3 , що утворилася при зневодненні $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

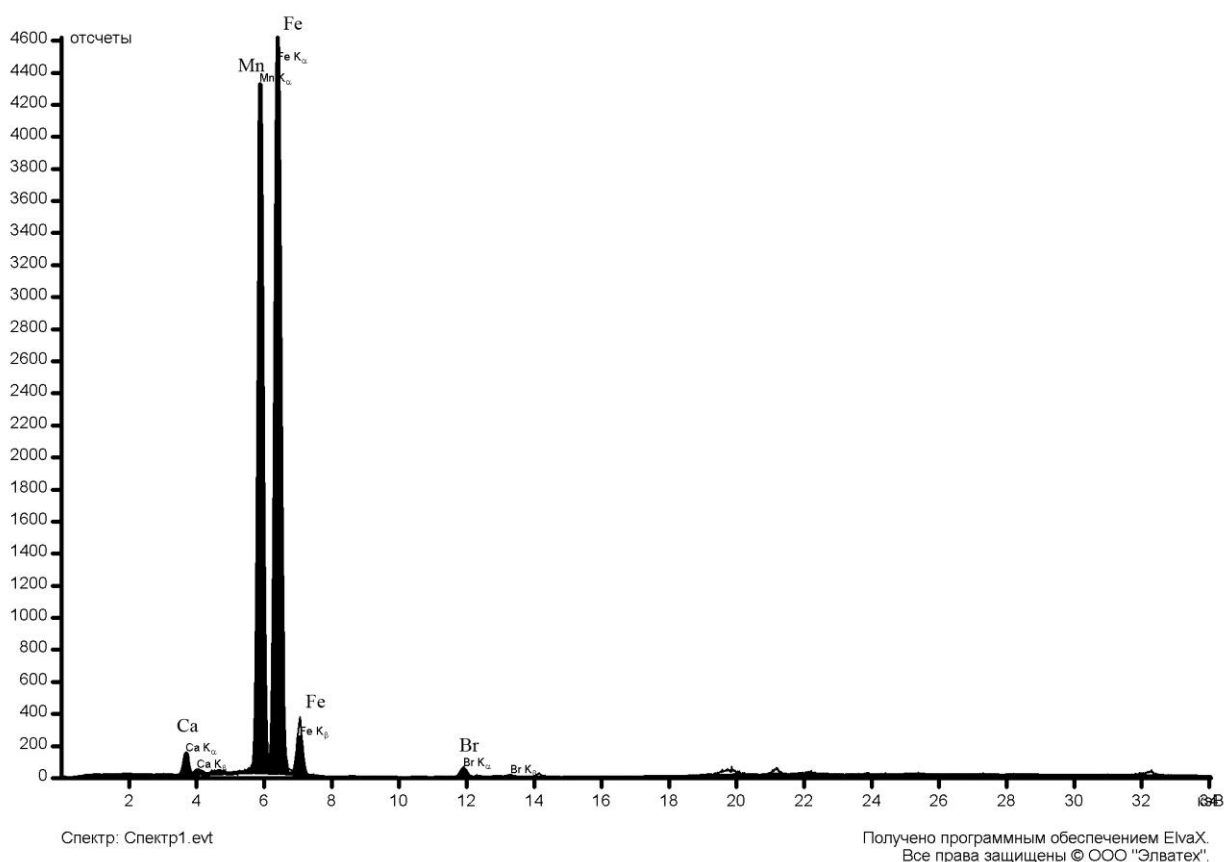


Рис.2. Спектрограма гранул фільтруючого матеріалу.

Вилуговування іонів заліза з гранул фільтруючого завантаження проводили розчином соляної кислоти (знімали плівку заліза з поверхні гранул).

Вилуговування проводили на гранулах наважкою ~ 1 г розчином соляної кислоти HCl з концентрацією 1:1. Одночасно проводили паралельно три серії експериментів. У кожену з трьох пробірок з гранулами додавали по $2,5 \text{ см}^3$ дистильованої води і 30 см^3 розчину HCl 1:1 при нагріванні на водяній бані до 70°C . Результати наведені у табл. 1.

Таблиця. 1

Вилуговування плівки заліза з поверхні гранул фільтруючого завантаження розчином соляної кислоти

№ з/п	До вилуговування, г	Після вилуговування, г	Маса осаду, вилуженого з поверхні гранул, г	Відношення осаду, вилуженого з поверхні гранул, %	Концентрація іонів заліза у розчині після вилуговування, мг/дм^3
m1	1,00715	0,07685	0,93030	92,4	63
m2	1,00270	0,05735	0,94535	94,2	62
m3	0,70100	0,04985	0,65115	93,0	41

Вилуговування іонів марганцю з гранул фільтруючого завантаження. До 1 г гранул, вміщених в склянку, додали $2,5 \text{ см}^3$ дистильованої води і 15 см^3 розчину азотної кислоти HNO_3 (1:1) і $2,5 \text{ см}^3$ розчину пероксиду водню H_2O_2 з концентрацією 5% по краплях. Після відділення марганцевого осаду гранули вилучали з розчину для висушування і зважування.

Для визначення концентрації іонів марганцю у розчині, утвореному при розчиненні плівки з поверхні гранул, додавали ще 10 см^3 розчину HNO_3 (1:1) і випарювали впродовж 20 хв, при подальшому додаванні $7,5 \text{ см}^3$ розчину пероксиду водню з концентрацією 5% по краплях. Після повного розчинення відокремленого від гранул осаду, проводили фотометричне визначення концентрації іонів марганцю в даному розчині за методикою ГОСТ 4974 - 72. Результати наведені у табл. 2.

Таблиця. 2

Вилуговування плівки марганцю з поверхні гранул фільтруючого завантаження розчином азотної кислоти

№ з/п	До вилуговування, г	Після вилуговування, г	Маса осаду, вилуженого з поверхні гранул, г	Відношення осаду, вилуженого з поверхні гранул, %	Концентрація іонів марганцю у розчині після вилуговування, мг/дм^3
m1	1,00390	0,07770	0,92620	92,26	117,50
m2	1,00015	0,09395	0,90620	90,60	114,08
m3	1,00090	0,08185	0,91905	91,80	115,20

Для визначення метричних розмірів плівки застосовувалася серія вимірювань десяти гранул фільтруючого завантаження по три на кожну за допомогою мікрометру. Вимірювання гранули проводили до вилугування, тобто з плівкою, і після вилугування – без плівки. Вилугування проводилося розчином соляної кислоти. Після висушування проводилися вимірювання. В процесі дослідів три зразки гранул зазнали фізичних ушкоджень і були вилучені з обрахунку. Результати вимірювань і обрахунків наведено у табл. 3.

Таблиця 3

Вимірювання розміру і маси гранул фільтруючого завантаження до і після вилугування їх поверхні та фізичні характеристики плівки з залізо-марганцевих конкрецій

№ з/п	До вилугування				
	Розмір гранул (3 вимірювання), мм			Середнє значення, мм	Маса гранул, г
1	3,165	3,50	2,543	2,986	0,00530
2	3,250	3,355	3,350	3,318	0,00410
3	2,548	2,650	3,150	2,782	0,00410
4	3,150	3,060	3,145	3,118	0,00480
5	2,170	2,230	2,140	2,180	0,00200
8	3,300	3,240	3,210	3,250	0,00455
10	3,340	3,250	3,230	3,273	0,00555
Середнє	2,989	3,005	2,966	2,986	0,00434
№ з/п	Після вилугування				
	Розмір гранул (3 вимірювання), мм			Середнє значення, мм	Маса гранул, г
1	2,540	2,547	2,537	2,541	0,00055
2	3,120	3,120	3,120	3,120	0,00055
3	2,540	2,505	2,534	2,526	0,00045
4	2,546	2,543	2,542	2,543	0,00055
5	1,502	1,549	1,505	1,518	0,00025
8	2,510	2,508	2,550	2,520	0,00060
10	2,509	2,508	2,504	2,507	0,00045
Середнє	2,466	2,468	2,362	2,468	0,00048
№ з/п	Товщина плівки, мм		Маса плівки, г	Щільність, г/мм ³	
1	0,444667		0,00475	0,000889	
2	0,198333		0,00355	0,00110	
3	0,256333		0,00365	0,001286	
4	0,574667		0,00425	0,000586	
5	0,661333		0,00175	0,000488	
8	0,727333		0,00395	0,000413	
10	0,766333		0,00510	0,000505	
Середнє	0,518429		0,003857	0,000635	

Розглядаючи підземну воду як складний термодинамічний комплекс з розчинів, мінералів і газів, [5, 74] ми приймаємо за основу рівноважні стани складових вихідної води та можливість змін їх форм існування з введенням у закриту систему підземних вод додаткових факторів: аерації та хемолітотрофної мікробіоти. При цьому порушується усталена рівновага підземних вод і стає можливим завдяки підвищенню E_h і без значних змін pH (7,0...7,3) з аерацією атмосферним киснем повітря досягти переведення розчинних форм марганцю у нерозчинні оксиди. Якщо при цьому створюються умови при яких $\lg H_2$ (від'ємний логарифм концентрації молекул водню) знаходиться в межах 14...18, чи більше починається бурхливий розвиток колоній хемолітотрофних залізобактерій в фільтрах очисних споруд, у наших умовах це найчастіше *Leptothrix ochracea* та *Gallionella ferruginea*.

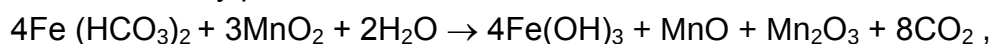
Життєдіяльність залізобактерій викликає якісні зміни складу води, що супроводжуються підвищення E_h і при недостатній кількості Fe^{2+} до використання як донора електронів, чи нейтралізатору H_2O_2 замість Fe^{2+} Mn^{2+} з окисненням його до Mn^{4+} , а так як Mn^{2+} має низьку константу гідролізу, то утворюються, головним чином, оксиди марганцю в першу чергу вернадіт [6, 175] $\delta\text{-}MnO_2 \cdot nH_2O$ або $H_2MnO_3 + H_2O$ (44...52% Mn) та піролюзит $MnO_2 \cdot nH_2O$ (Mn...63,2 %).

Центрами кристалізації слугують зерна фільтруючого завантаження, на яких вже утворена плівка $Fe(OH)_3$, і затриманий вернадіт у поєднанні з гідроксидом заліза формують загальні залізо-марганцеві конкреції, верхній шар яких сформований з вищих оксидів марганцю.

Піролюзит у свою чергу слугує ефективним і відомим каталізатором переходу Mn^{2+} до Mn^{4+} , так і Fe^{2+} до Fe^{3+} . Шар на гранулах фільтруючого завантаження постійно поновлюється і відновлює свої каталітичні властивості завдяки життєдіяльності залізобактерій.

Окиснення Mn^{2+} мікроорганізмами відбувається за участю продуктів неповного відновлення кисню, що утворюються в процесі дихання, тобто H_2O_2 . Перекис водню окиснює Mn^{2+} до Mn^{4+} . Механізм взаємодії Mn^{2+} з бактеріальним пероксидом водню складніше: накопичення кінцевих продуктів на поверхні клітинних структур визначається кінетикою реакцій і швидкістю утворення H_2O_2 .

Процес окиснення заліза (II) вищими оксидами марганцю, які при цьому відновлюються до нижчих ступенів окиснення, а потім знову окиснюються як розчиненим у воді киснем, так і за допомогою залізобактерій *Leptothrix ochracea*, наведено у рівнянні:



Враховуючи досвід, отриманий при підготовці багатокомпонентних підземних вод, доцільно розглядати вихідну підземну воду як систему з трьох фаз: 1 – рідка, 2 – тверда, 3 – газова. Запропонований підхід дещо відрізняється від традиційно визначеного [7, 29] з класифікацією домішок за їх фазово-дисперсним станом. Розглядаючи вихідну підземну воду з більш сучасної точки зору як багатокомпонентну систему рівноважного термодинамічного стану, що може бути формалізована у вигляді комплексу

окисно-відновних реакцій її складових при різних умовах і виражена у координатах Eh-pH полів стабільності тих чи інших її складових. Це дозволяє змодельовувати вихідну воду і визначити оптимальні з економічної точки зору чинники, здатні вивести систему з рівноважного стану і досягти переходу розчинних компонент у нерозчинні фази.

Базуючись на такому підході була розроблена і впроваджена технологічна схема безреагентного, без корекції pH, очищення багатокомпонентних підземних вод з підвищеним вмістом розчинних сполук заліза, марганцю, кремнію та сірководню. В процесі очищення води на гранулах фільтруючого завантаження отримана каталітична плівка з вищих оксидів марганцю.

Результатом цих розробок стала безреагентна технологія очищення підземних багатокомпонентних вод, новий легкий – легший за воду фільтруючий матеріал з окисно-каталітичними властивостями, який при посіві *Leptothrix ochracea* у фільтрах не потребує регенерації розчином KMnO_4 . Враховуючи, що посів *Leptothrix ochracea* відбувається автоматично при завантаженні фільтрів цим матеріалом, можливо стверджувати про досягнення комплексного біо-фізико-хімічного процесу очищення багатокомпонентних підземних вод з мінімальними експлуатаційними та будівельними витратами.

Список літератури

1. Чернова Н.М. Очищення природних вод від сполук марганцю із застосуванням сорбента-каталізатора: дис. ... канд. техн. наук: спец. 05.17.21 / "технологія водоочищення" / Н.М. Чернова. – К., 2014. – 181 с.
2. Чарний Д. В. Дослідження ефективності застосування різних окислювачів у процесі знезалізнення підземних вод з підвищеним вмістом кремнієвих сполук // Вісник НУВГП. Технічні науки. – 2012. – № 2(58). – С. 42-48.
3. Чарний Д. В. Досвід застосування біологічного методу очистки багатокомпонентних підземних вод // Вода і водоочисні технології. – 2012. – №2(8). – С. 28-36.
4. Чарний Д. В. Обґрунтування доцільності застосування біологічних систем очищення підземних вод // Меліорація і водне господарство. – 2011. – Вип. 99. – С. 22-28.
5. Гаррелс Р.М., Крайст Ч.Л. Растворы, минералы, равновесия. – М.: Мир, 1968. – С.152.
6. Водяницкий Ю.Н. Химия и минералогия почвенного железа. – М: Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 2002. – 236 с.
7. Кульский Л.А., Накорчевская В.Ф. Физико - химические процессы обработки природных и сточных вод. – К.: Вища школа. Головное изд-во, 1983. – 240 с.

Надійшло до редакції 16.11.2015

В. В. ЧЕРНЮК, доктор технічних наук

В. В. ІВАНІВ, аспірант

Національний університет "Львівська політехніка"

СТЕНД ДЛЯ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРИТОКУ В НАПІРНИЙ ТРУБОПРОВІД-ЗБИРАЧ, ПРОКЛАДЕНИЙ У ПОТОЦІ РІДИНИ

Виготовлено експериментальний стенд для дослідження та регулювання нерівномірності притоку рідини в напірний трубопровід-збирач (ТЗ), прокладений у потоці рідини. Забезпечується регулювання геометричних параметрів ТЗ і кінематичних характеристик зовнішнього та внутрішнього потоків рідини за наявності в ТЗ транзитного потоку рідини з регульованим значенням витрати та при обтіканні ТЗ зовнішнім потоком рідини з регульованим значенням швидкості течії.

Ключові слова: експериментальний стенд, напірний трубопровід-збирач, рух рідини зі змінною витратою.

Изготовлен экспериментальный стенд для исследования и регулирования неравномерности притока жидкости в напорный трубопровод-собираатель (ТС), проложенный в потоке жидкости. Обеспечено регулирование геометрических параметров ТС и кинематических характеристик внешнего и внутреннего потоков жидкости при наличии в ТС транзитного потока жидкости с регулируемым значением расхода и при обтекании ТС внешним потоком жидкости с регулируемым значением скорости течения.

Ключевые слова: экспериментальный стенд, напорный трубопровод-собираатель, движение жидкости с переменным расходом.

An experimental test-beanches for investigation and adjustment of non-uniformity of fluid flow into a pressure pipeline-collector (PC) is constructed. Adjustment of geometrical parameters of PC and that of kinematic characteristics is ensured under the pressure of transitive variable flow rate fluid flow in it and under wrapping the PC by an external variable flow rate fluid flow.

Key words: experimental test-beanches, pressure pipeline-collector, variable flow rate fluid flow.

Вступ

Напірні трубопроводи-збирачі (ТЗ) з дискретним шляховим приєднанням рідини вздовж потоку поширені у: вентиляції (витяжні системи); водовідведенні (водовідвідні мережі, каналізаційні очисні споруди), меліорації (осушні системи), водо пониженні; водопостачанні (горизонтальні водозбори, променеві водозабори, водопровідні очисні споруди). Часто застосовуються трубопроводи-збирачі, прокладені у потоці рідини, що омиває їх зовні,

наприклад, трубчасті водозабірні оголовки на річках і водосховищах [1]. Точний гідравлічний розрахунок цих трубопроводів можна зробити тільки за допомогою теорії гідравліки змінної витрати рідини [2]. Розроблені методи проектування трубопроводів-збирачів, прокладених в потоці рідини, що ґрунтуються на розв'язанні диференціального рівняння напірного руху рідини змінної витрати [3-4]. Ці методи беруть до уваги усі геометричні параметри трубопроводу-збирача та гідродинамічні характеристики внутрішнього і зовнішнього потоків рідин, зокрема кут відведення струменя β відносно напрямку основного потоку в трубопроводі-збирачі. Аналіз теоретичних залежностей [3-4] показує, що нерівномірність притоку рідини до трубопроводу-збирача можна зменшувати регулюванням (по його довжині) значення кута β між основним потоком в ТЗ і струменями, що приєднуються до нього, проникаючи крізь вхідні насадки. Постає задача експериментальної перевірки запропонованих методів, отриманих теоретично, з можливістю подальшого їх впровадження у виробництво.

Відомі нам експериментальні установки для дослідження напірних ТЗ включали прозорий лоток і змонтований в ньому ТЗ. Останній оснащений штуцерами для відбору напорів й імпульсними лініями, що поєднують штуцери з п'єзометрами. В проміжках між штуцерами для відбору напорів в стінці ТЗ закріплені вхідні насадки [5 с. 55-56; 6]. Притік води в ТЗ у цих стендах диктується робочим напором, який обмежений глибиною лотка. У роботах [5-6] не ставилась задача досліджувати ТЗ, прокладений у потоці рідини.

Мета роботи – розробити та виготовити експериментальний стенд для дослідження нерівномірності притоку рідини до напірних трубопроводів-збирачів, прокладених у потоці рідини та винайти методи регулювання притоку в ТЗ.

Стенд для дослідження нерівномірності притоку рідини до напірних ТЗ

Для досягнення поставленої мети був запроектований і виготовлений експериментальний стенд, принципова схема якого представлена на рис 1. Стенд працює так. Вода із ємності для води 1, поступає у напірний бачок 2 (поз. 4 на рис. 2). Із останнього подавальним трубопроводом 5 вода направляється в експериментальний трубопровід-збирач 6, перед яким встановлено лічильники об'єму води 16. ТЗ поміщено в футлярі (рис. 3). Витрати транзитного потоку і притоку води в ТЗ крізь вхідні насадки регулюються засувками, встановленими на вході в футляр і в ТЗ (рис. 1, рис. 3,а). П'єзометричні напори всередині ТЗ вимірюються за допомогою пезометрів 10, з ціною поділок шкали 1,0 мм.

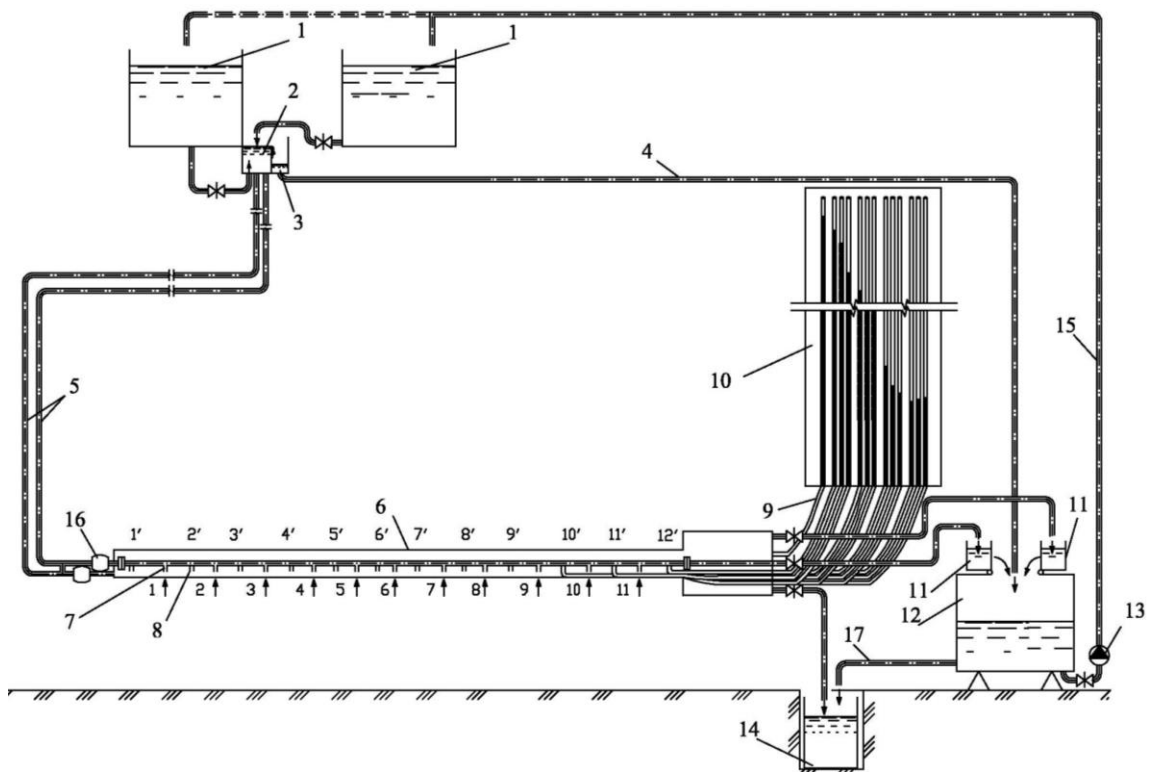


Рис. 1. Схема експериментального стану: **1** – ємності для води; **2** – напірний бачок з переливною стінкою; **3** – скидний бачок; **4** – скидний трубопровід; **5** – подавальний трубопровід; **6** – експериментальний трубопровід-збирач в футлярі; **7** – вхідні насадки; **8** – штуцери для приєднання імпульсних ліній; **9** – імпульсні трубки; **10** – щит п'єзометрів; **11** – мірні посудини; **12** – приймальний бак; **13** – помпа; **14** – водозбірна ємність; **15** – зворотній трубопровід; **16** – лічильники; **17** – скидний трубопровід; **1** – **11** – вхідні насадки; **1¹-12¹** – порядкові номери штуцерів (імпульсні лінії від штуцерів **1¹-9¹** умовно не показані)

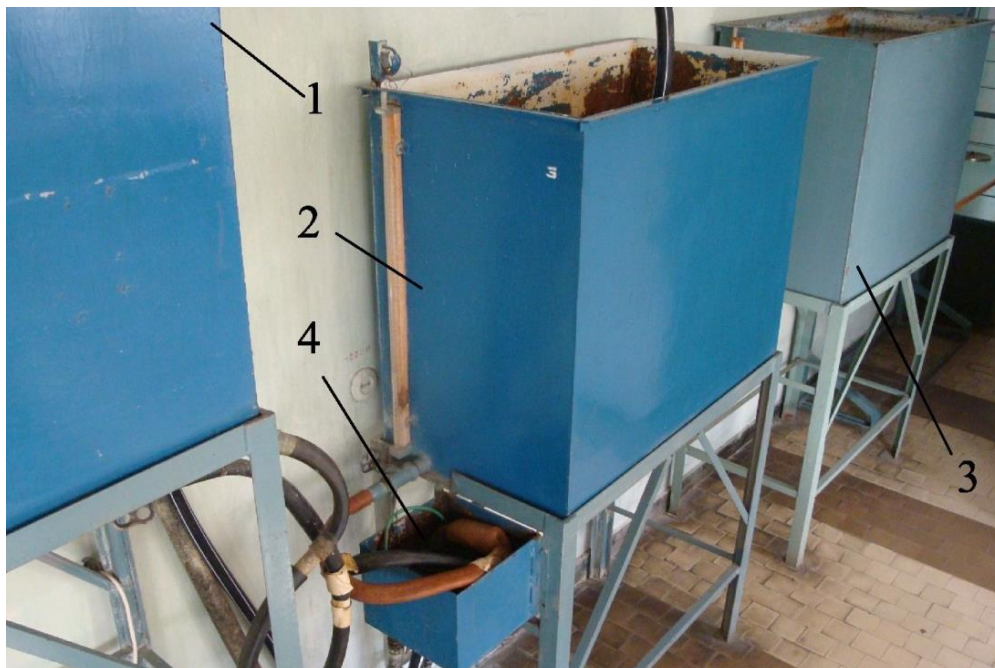


Рис. 2. Ємності для води: **1-3** – ємності; **4** – напірний бачок з водозливною стінкою

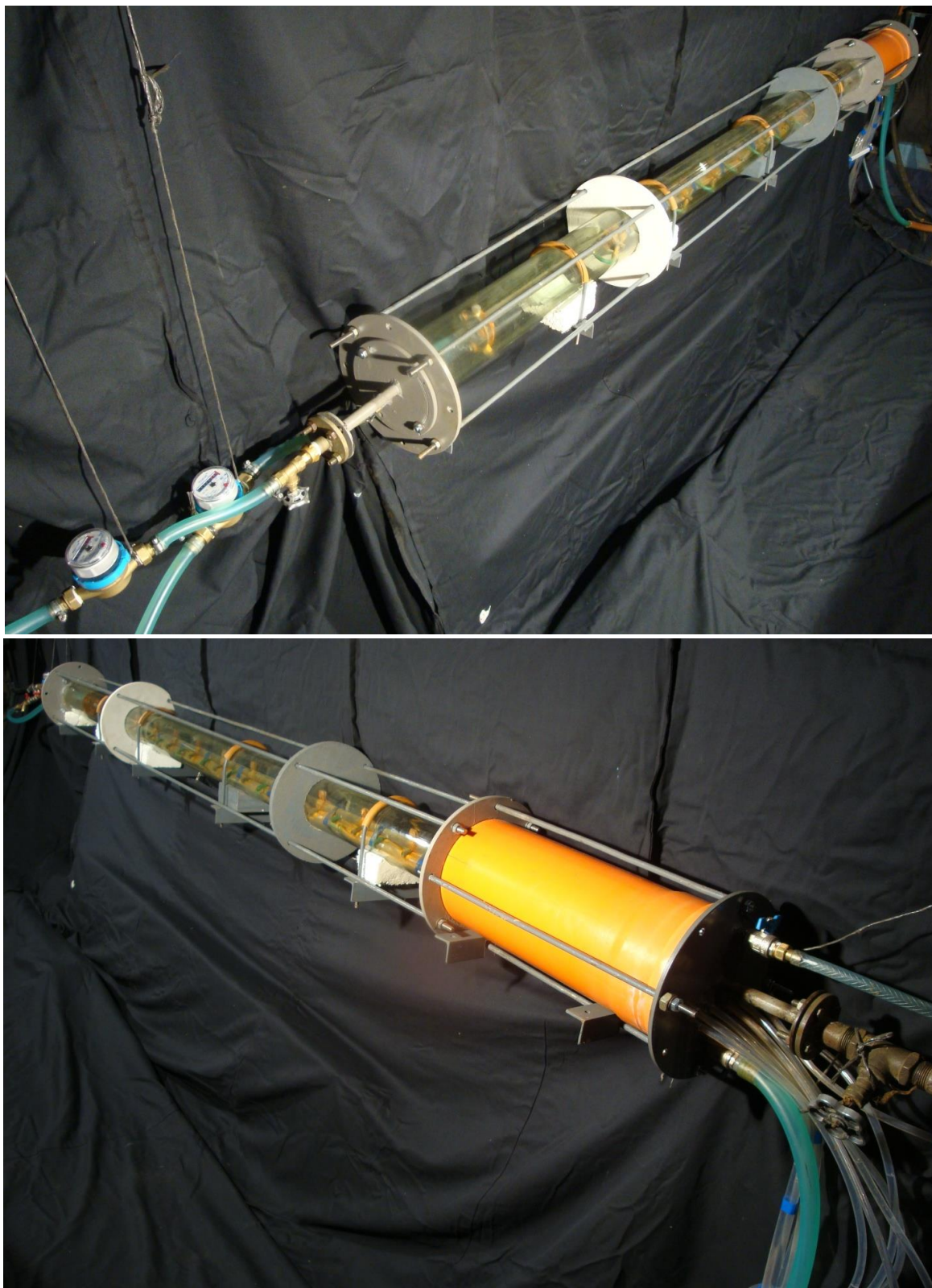


Рис. 3. Загальний вигляд експериментального трубопроводу-збирача:
а – вхідна частина; б – вихідна ділянка

Експериментальний трубопровід-збирач. Для забезпечення можливості регулювання робочого напору на вхідних насадках трубопроводу-збирача та з метою створення зовнішнього потоку, котрий омиває ТЗ зовні, експериментальний ТЗ поміщено в герметичний напірний футляр (рис. 3-рис. 5). Футляр має прозору ділянку з діаметром 120 і довжиною 2548 мм, яка забезпечує візуальний контроль за станом і роботою ТЗ (рис. 5). Вихідна ділянка футляра непрозора. Вона коротша (довжина 510 мм), але має більший діаметр, який рівний 250 мм, оскільки на його вихідному торці закріплено дванадцять патрубків 27 для виведення такої самої кількості імпульсних ліній з футляра назовні (рис. 4) до п'єзометричного щита. З'єднання труб фланцеві для зручності монтування.

Вода подається в ТЗ і відводиться від нього крізь гнучкі армовані гумові шланги (рис. 3). Досліджуваний трубопровід-збирач покладено всередині футляра, на підпорах 16. На вхідній торцевій кришці 18 вмонтовано патрубок 21 для подачі води усередину футляра. На фланці 12, встановлено дванадцять монтажних патрубків 27 для сполучення імпульсних гумових труб 9, які з'єднують штуцери з п'єзометричним щитом. На фланці 12 також закріплено патрубки 22, 23 відповідно для опорожнення футляра та випуску повітря з нього.

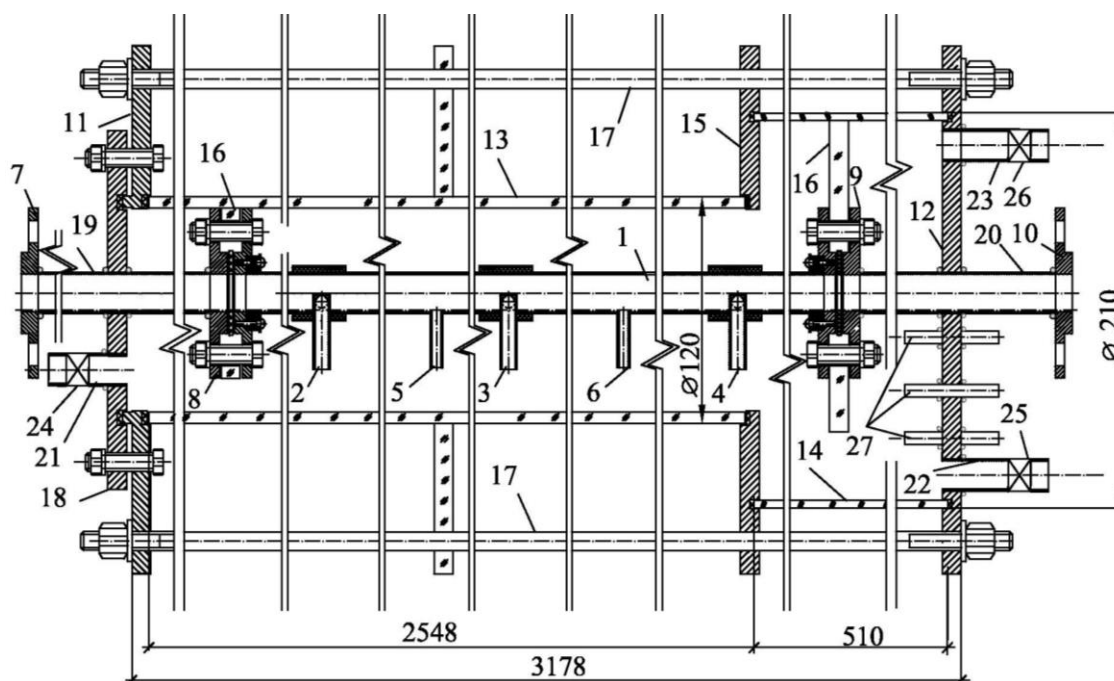


Рис. 4. Монтажна схема експериментального ТЗ: 1 – ТЗ; 2-4 – вхідні насадки; 5, 6 – штуцери для під'єднання імпульсних ліній; 7-10 – з'єднувальні фланці; 11, 12 - монтажні торцеві фланці; 13 – прозора ділянка футляра; 14 – те саме, непрозора; 15 - монтажна шайба; 16 – підпорка; 17 – монтажні тяги; 18 - вхідна торцева кришка; 19, 20 - підвідна та відвідна труби; 21-23 – патрубки відповідно для наповнення й опорожнення футляра та для випуску повітря; 24-26 – вентилі; 27 – патрубки для імпульсних ліній

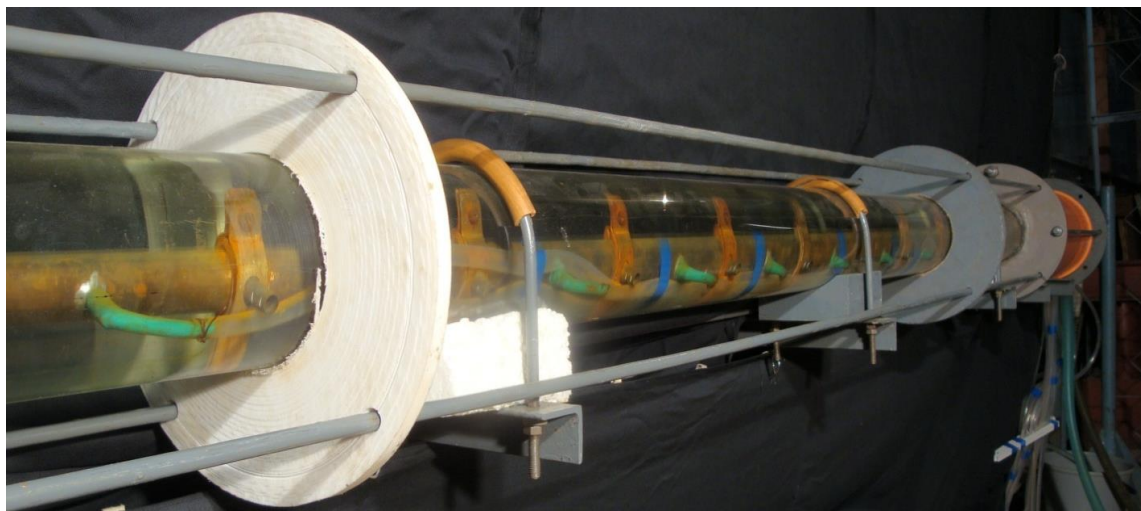


Рис. 5. Ділянка прозорого футляра з вмонтованим ТЗ (внутрішній діаметр ТЗ $D = 22$ мм, те саме, вхідних насадок $d = 8$ мм)

Досліджувані трубопроводи-збирачі (рис. 6) оснащені штуцерами для приєднання імпульсних ліній від п'єзометрів. Посередині проміжків між штуцерами в стінці ТЗ вмонтовано вхідні циліндричні насадки.

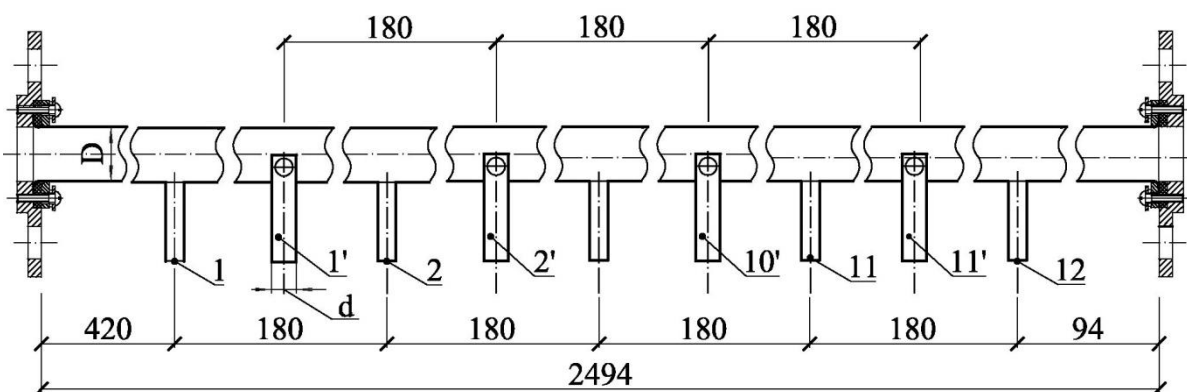


Рис. 6. Схема експериментального трубопроводу-збирача: **1, 2,...11, 12** – штуцери для приєднання імпульсних ліній від п'єзометрів; **1', 2',...10', 11'** – вхідні циліндричні насадки з ортогональним бічним виходом струменя

З метою спрощення монтажу при регулюванні значення кута β між основним потоком рідини Q в трубопроводі-збирачі і струменем q , який входить всередину ТЗ, застосовано циліндричні вхідні насадки з ортогональним виходом струменя біля заглушеного торця насадки (рис. 7). Діаметр бічного вихідного отвору насадки рівний внутрішньому діаметру d насадки. Вхідні насадки закріплені у стінці ТЗ з можливістю повороту відносно їхньої поздовжньої осі (рис. 8), що забезпечує фіксацію кожної з насадок з іншим значенням кута β .

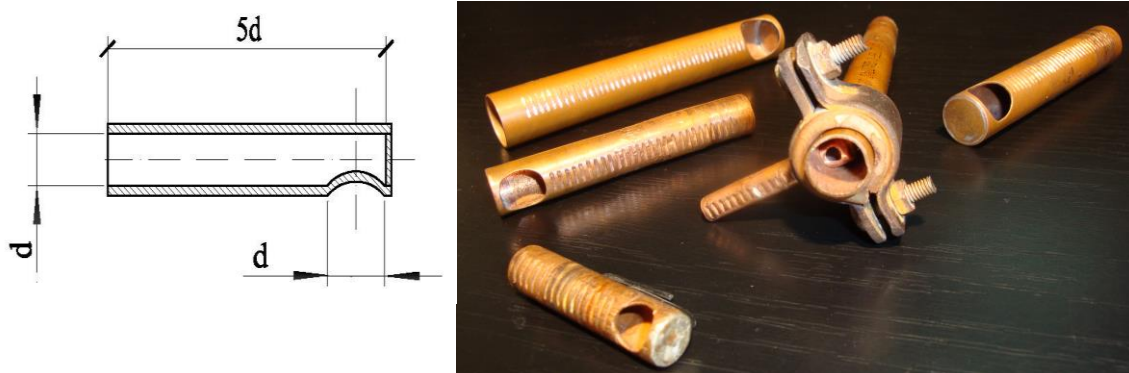


Рис. 7. Вхідні циліндричні насадки з ортогональним бічним виходом:
а – схема; б – загальний вигляд

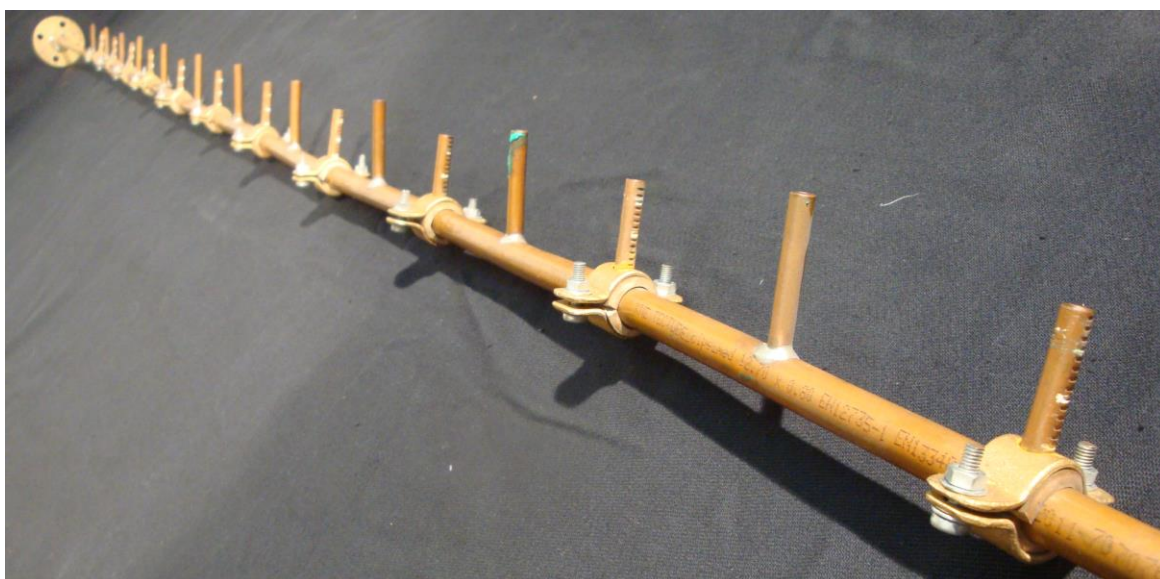


Рис. 8. Експериментальний трубопровід-збирач (внутрішній діаметр ТЗ $D = 10$ мм, те саме, вхідних насадок $d = 4$ мм)

Для дослідження впливу швидкості зовнішнього потоку рідини на її притік в ТЗ, на його зовнішній поверхні у створах вхідних насадок закріплюють діафрагми з отворами для ТЗ, імпульсних ліній і каліброваними отворами для насадок. Витрата зовнішнього потоку в кільцевому проміжку між внутрішньою поверхнею футляра та зовнішньою поверхнею ТЗ змінна. Вона зменшується у створі i -тої вхідної насадки на значення витрати q_i , котра проникає крізь цю насадку усередину ТЗ.

Визначивши витрату зовнішнього потоку в створі i , з урахуванням потрібної його швидкості, обчислюють площу каліброваного отвору діафрагми.

За необхідності вивчення впливу кута ξ_i між напрямками швидкості v_i приєднуваного струменя (у вхідному перерізі вхідного отвору (насадки)) та швидкості V_{out} зовнішнього потоку, на вхідних отворах насадок закріплюють коліна з внутрішнім діаметром d (або наконечники такої самої конструкції як

на вихідному кінці насадки) з можливістю повертання їх відносно поздовжньої осі насадки. За необхідності вивчення впливу кута ξ_i між напрямками швидкості v_i приєднуваного струменя (у вхідному перерізі вхідного отвору (насадки)) та швидкості V_{out} зовнішнього потоку, на вхідних отворах насадок закріплюють коліна з внутрішнім діаметром d (або наконечники такої самої конструкції як на вихідному кінці насадки) з можливістю повертання їх відносно поздовжньої осі насадки.

Вплив кута нахилу поздовжньої осі ТЗ до обрію ψ досліджують змінюванням нахилу експериментального ТЗ. Виготовлено комплект трубопроводів-збирачів з різними значеннями співвідношень площі струменя, що приєднується, до площі поперечного перерізу ТЗ $(d/D)^2$. Експериментально встановлено значення коефіцієнта витрати μ вхідних циліндричних насадок, зображених на рис. 7, залежно від кута β приєднання струменя q та співвідношень $(d/D)^2$ [7].

Висновки

Виготовлено експериментальний стенд для дослідження нерівномірності притоку рідини в напірний трубопровід-збирач (ТЗ), прокладений у потоці рідини та за наявності усередині ТЗ транзитного потоку. Забезпечено регулювання геометричних параметрів трубопроводу-збирача (співвідношення діаметрів ТЗ та насадків; кута нахилу ТЗ до обрію) і кінематичних характеристик зовнішнього та внутрішнього потоків рідини (швидкостей потоків; кута між основним потоком рідини в трубопроводі-збирачі і струменем, що приєднується; кута між напрямками руху приєднуваного струменя та зовнішнього потоку). Попередні результати теоретичних і експериментальних досліджень підтверджують можливість регулювання нерівномірності притоку рідини до ТЗ змінюванням названих вище геометричних параметрів ТЗ і кінематичних характеристик потоків і струменів, які приєднуються.

Список літератури

1. Чернюк В. В. Гідравлічний розрахунок трубчастих водозабірних оголовків з бічними водоприймальними вікнами / В. В. Чернюк, М. П. Босак, О. Г. Гвоздецький // Вісн. Нац. ун-ту "Львівська політехніка". Теорія і практика будівництва. – Львів: НУ "Львівська політехніка". – 2012. – № 737. – С. 213-225.
2. Навоян Х. А. Примеры гидравлических расчётов водопропускных сооружений / Х. А. Навоян. – К.: Будівельник, 1975. – 148 с.
3. Chernyuk Volodymyr V. A method of calculation for pressure collecting-pipelines / Volodymyr V. Chernyuk // Zeszyty Naukowy Politechniki Rzeszowskiej. Budownictwo i Inżynieria Środowiska. – Rzeszów, Poland: Politechnika Rzeszowska, 2009. – Nr 266, z. 54. - S. 19-25.
4. Chernyuk Volodymyr V. Experimental Verification of a New Method of Calculation for Pressure Distributive Pipelines / Volodymyr V. Chernyuk, Vadym I. Orel // Zeszyty Naukowy Politechniki Rzeszowskiej. Budownictwo i

Inżynieria Środowiska – Rzeszów, Poland: Politechnika Rzeszowska, 2009. – Nr 266, z. 54. – S. 27-34.

5. *Волощук В. А.* Дослідження гідравлічних опорів і гідравлічні розрахунки трубопроводів з дискретно змінними витратами уздовж потоку: дис. канд. техн. наук: 05.23.16 / Волощук Володимир Андрійович. – Рівне: Рівненськ. держ. техн. ун-т, 2001. – 217 с.

6. *Кравчук А. М.* Гідравліка змінної маси напірних трубопроводів технічних систем: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. техн. наук: спец. 05.23.16 “Гідравліка і інженерна гідрологія” / А. М. Кравчук. – К., 2004. – 35 с.

7. *Vasyl Ivaniv.* Influence of Jet-to-main stream Turning Angle in Fluid Flow from Cylindrical Nozzle of Collector-pipeline on Flow Coefficient [Electronic source] / Ivaniv Vasyl, Cherniuk Volodymyr // XVth International Scientific Conference “Current Issues of Civil and Environmental Engineering and Architecture, Rzeszów-Lviv-Košice. 9-10 September 2015, Rzeszów, Poland. – 10 pages. – 1 electron.-optical dycs (CD-ROM).

Надійшло до редакції 15.11.2015

УДК 628.34.46

Е.В. ЮРКОВ, кандидат технических наук

Н.В. БОНДАРЕНКО, кандидат физизико-математических наук

Киевский национальный университет строительства и архитектуры

А.Д. ЮРКОВ, инженер УкрНИИВодоканалпроект

РАСТВОРЕНИЕ НЕДООБОЖЖЕННОГО ДОЛОМИТА В РЕЖИМЕ ФИЛЬТРОВАНИЯ ВОДЫ

Представлено результати досліджень процесів розчинення недопаленого доломіту в динамічних умовах в залежності від крупності матеріалу, швидкості фільтрування, рН і жорсткості вихідної води. На підставі експериментальних досліджень були отримані емпіричні формули, що визначають зміну загальної, магнієвої, кальцієвої жорсткості від прийнятих параметрів.

Ключові слова: недопалений доломіт; магній; кальцій; жорсткість; фільтрація; рН води.

Представлены результаты исследования процесса растворения недообоженных доломита в динамических условиях в зависимости от крупности материала, скорости фильтрования, рН и жесткости исходной воды. На основании экспериментальных исследований получены эмпирические формулы, определяющие изменение общей, магниевой и кальциевой жесткости от принятых параметров.

Ключевые слова: недообожженный доломит; магний; кальций; жёсткость; фильтрация; pH воды.

The results of studies of the dissolving process of the half roasting dolomite in dynamic conditions, depending on the size of the material, filtration rate, the initial pH and the hardness of the water. On the basis of experimental studies have provided empirical formulas that determine the change in the total, magnesium and calcium hardness from the accepted parameters.

Key words: half roasting dolomite; magnesium; calcium; acerbity; filtration; pH of water.

Результаты исследования растворения недообожженного доломита при температуре 800°C в зависимости от его диаметра, времени его контакта с водой, её жесткости и pH в статических условиях приведены в [1], где процесс растворения осуществлялся за счет разности концентраций ионов кальция и магния на поверхности доломита и их концентрацией в жидкой среде по закону молекулярной диффузии.

В практике очистки воды контактирование обрабатываемой воды с материалами для корректировки pH воды и в других технологических процессах происходит в динамических условиях, и чаще всего, в режиме фильтрования воды через корректирующие pH материалы. Так при обезжелезивании воды с использованием магний и кальций содержащего материала она проходит через реактор с загрузкой недообожженного доломита, а затем поступает в осветительный фильтр [2]. Исходя из этого, исследование растворения недообожженного доломита проводилось в проточной фильтровальной колонке диаметром 50 мм и высотой 1 м. Модельная вода из ёмкости самотеком поступала на фильтровальную колонку, расход которой регулировался шаровым краном и определялся объемным способом.

При исследовании растворения доломита учитывались следующие параметры; крупность (диаметр) доломита (a), pH (c) и жесткость исходной воды (d) и скорость (v) фильтрования (время контакта доломита с исходной водой). Данные параметры имели следующие значения: диаметр доломита 12,5; 8,5; 6,0; 4,0 и 1,75 мм, скорость фильтрования 0,5; 1,0; 2,0; 3,0 и 5,0 м/ч, pH исходной воды 3,0; 5,0; 7,0; 8,0 и 9,0, жесткость исходной воды 1,0; 3,0; 5,0; 7,0 и 8,0 мг-экв/л.

Область изменения факторов выбиралась исходя из реальных показателей исходной воды, времени растворения недообожженного доломита, определенное в предыдущих исследованиях, и крупности производимого доломита. Для получения наиболее полных данных по растворению доломита в динамических условиях при выбранных факторах и определения оптимального количества опытов проводилось математическое планирование эксперимента по методике рационального планирования М.М. Протоджякова и Т.Т. Тедер с использованием метода наименьших квадратов [3].

На рис. 1 показано изменение жесткости общей, магниевой и кальциевой в зависимости от размеров загрузки при скорости фильтрования от 0,5 м/ч до 5 м/ч. Общая и магниевая жесткость уменьшается при крупности загрузки от 1,75 до 6 мм., после чего незначительно увеличивается до диаметра равного 8.5 мм. При этом кальциевая жесткость остается довольно стабильной от значения равного 0,9 до 1,4 мг-экв/л.

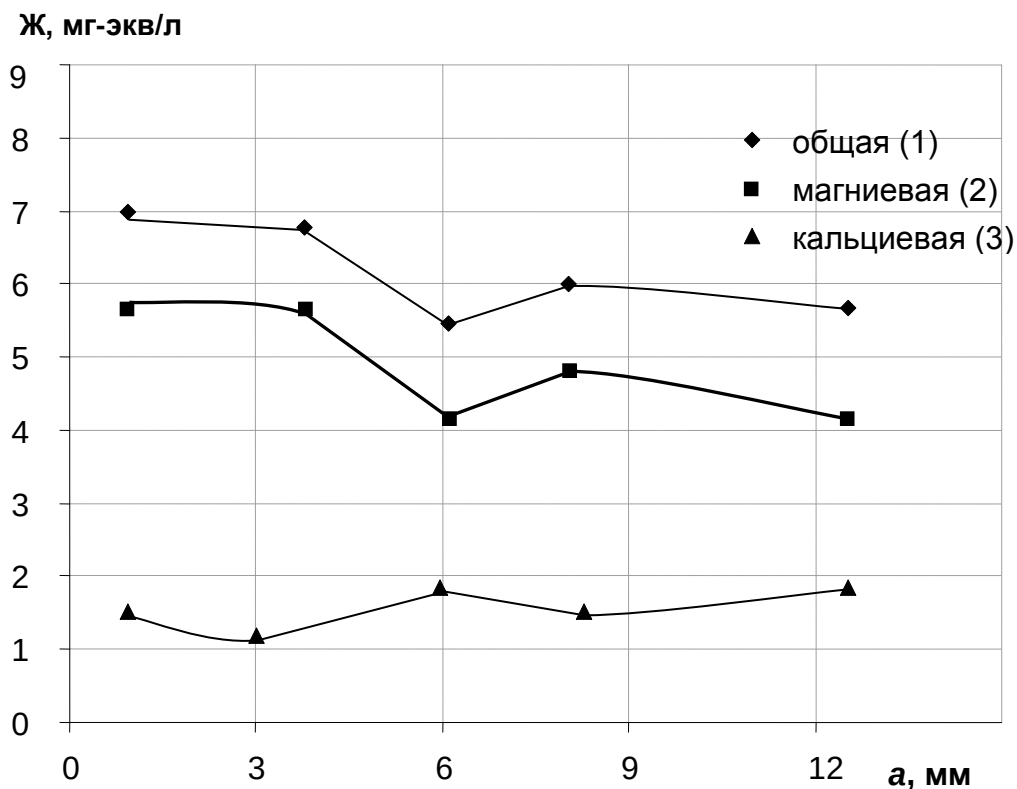


Рис. 1. Зависимость общей, магниевой и кальциевой жесткости от размеров загрузки (а - диаметр, мм) при скорости фильтрования от 0,5 м/ч до 5 м/ч

На рис. 2 показано изменение жесткости общей, магниевой и кальциевой в зависимости от скорости фильтрования воды при крупности загрузки от 1,75 до 12,5 мм. Общая и магниевая жесткость уменьшаются при увеличении скорости от 0,5 до 3 м/с, после чего жесткость возрастает. При этом кальциевая жесткость остается довольно стабильной и ее среднее значение равно 1 мг-экв/л.

На рис. 3 показано изменение жесткости общей, магниевой и кальциевой в зависимости от pH исходной воды. Из рисунка следует, что интенсивность растворения недообожженного доломита с увеличением pH возрастает до значения pH равного 5 для общей, магниевой и кальциевой жесткостей. Затем с значения pH равного 5 увеличение общей и магниевой жесткостей продолжается, а значение кальциевой жесткости резко уменьшается.

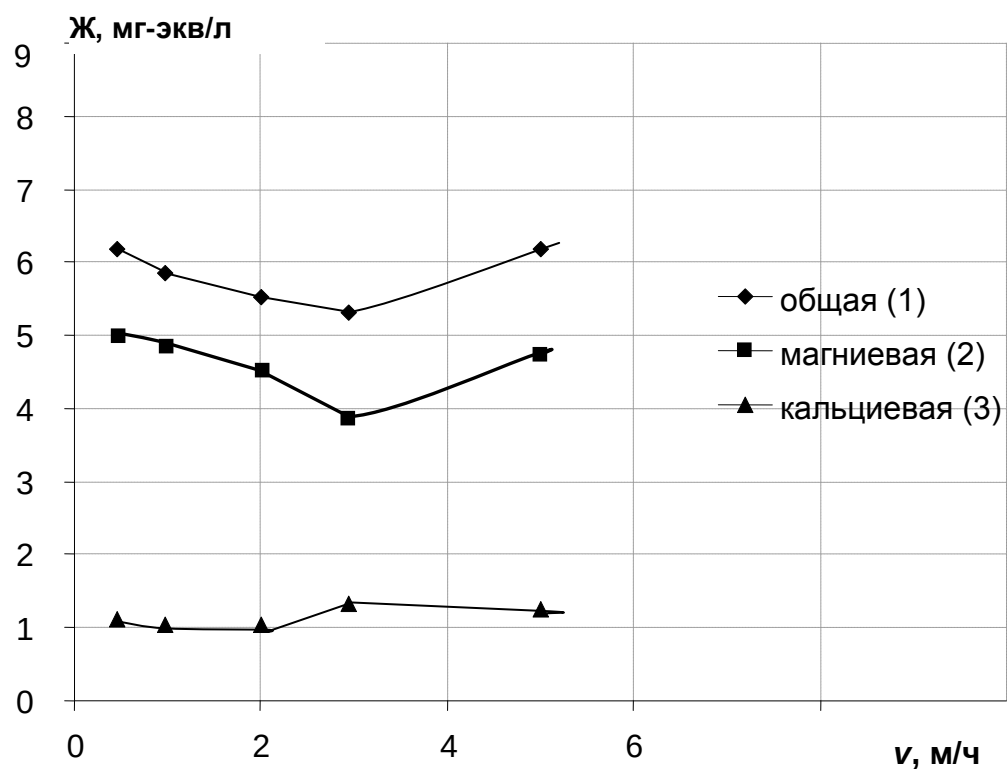


Рис. 2. Зависимость общей, магниевой и кальциевой жесткости от скорости фильтрации воды (v – скорость, м/ч) при крупности загрузки от 1,75 до 12,5 мм

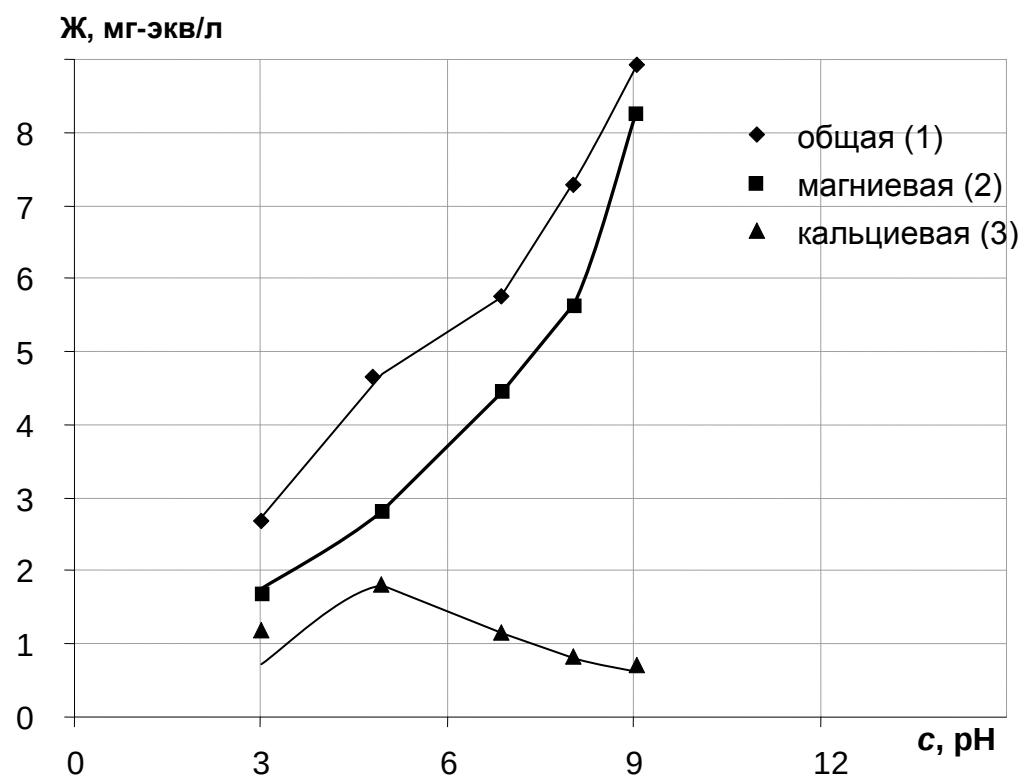


Рис. 3. Зависимость общей, магниевой и кальциевой жесткости от pH воды (c – pH воды) при скорости фильтрации от 0,5 м/ч до 5 м/ч

Это объясняется тем, что при этих значениях pH начинает образовываться гидроксид магния, обладающий высокой сорбционной способностью, который сорбирует своей поверхностью находящиеся в растворе ионы кальция и выпадает в осадок.

Из рис. 4-6 следует, что влияние скорости на концентрацию ионов кальция и магния после фильтрования для значений pH от 3 до 9 и исходной жесткости воды от 1 до 8 мг-экв/л. сказывается не столь существенно. Средняя величина кальциевой жесткости составляет около 1,0 мг-экв/л, минимальная и максимальная соответственно 0,3 и 2,18 мг-экв/л.

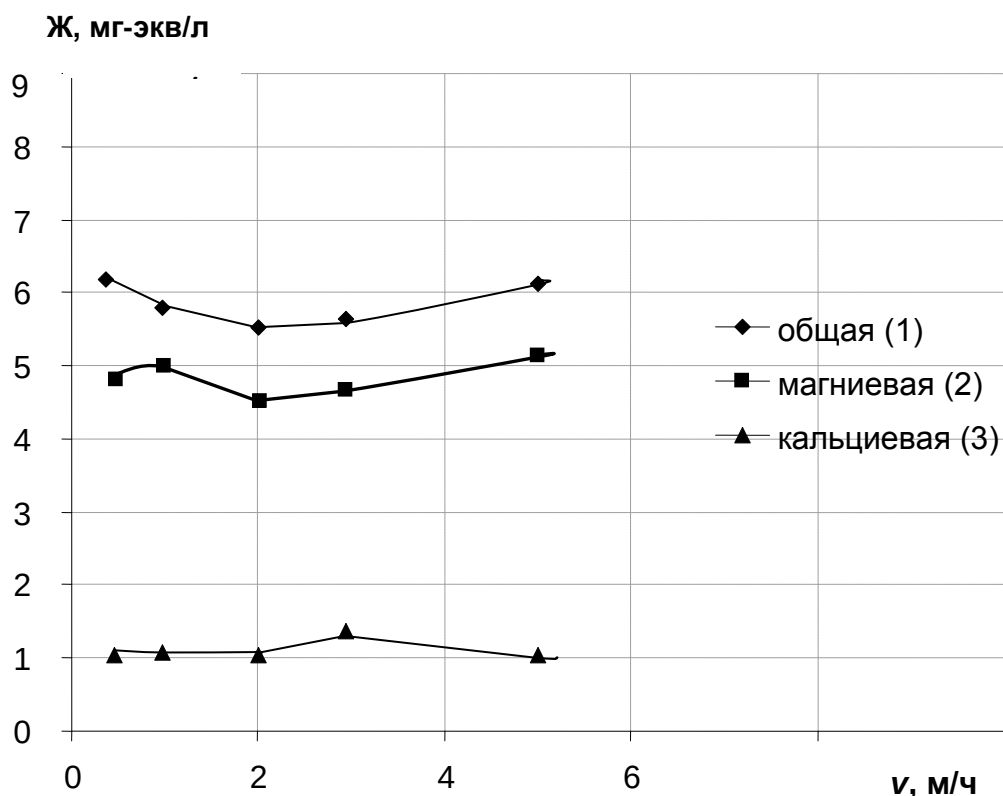


Рис. 4. Зависимость общей, магниевой и кальциевой жесткости от скорости фильтрования воды (v – скорость, м/ч) при pH воды от 3 до 9

При проведении эксперимента были получены данные, отраженные в табл. 1, табл. 2 и табл. 3. Для исследования полученной зависимости между переменными a , v , c , d и значениями измерений, и прогнозирования дальнейших результатов была построена эмпирическая формула $y = f(a, v, c, d)$, приближенно отражающая эти данные. Выбор вида зависимости произведен на основе теоретических представлений о характере изучаемой зависимости и геометрических соображений. Для определения параметров эмпирической формулы использовался метод наименьших квадратов. При этом правильность выбора моделей частных функций и обобщающей зависимости, эмпирической формулы, оценивается статистическим критерием Пирсона χ^2 [5].

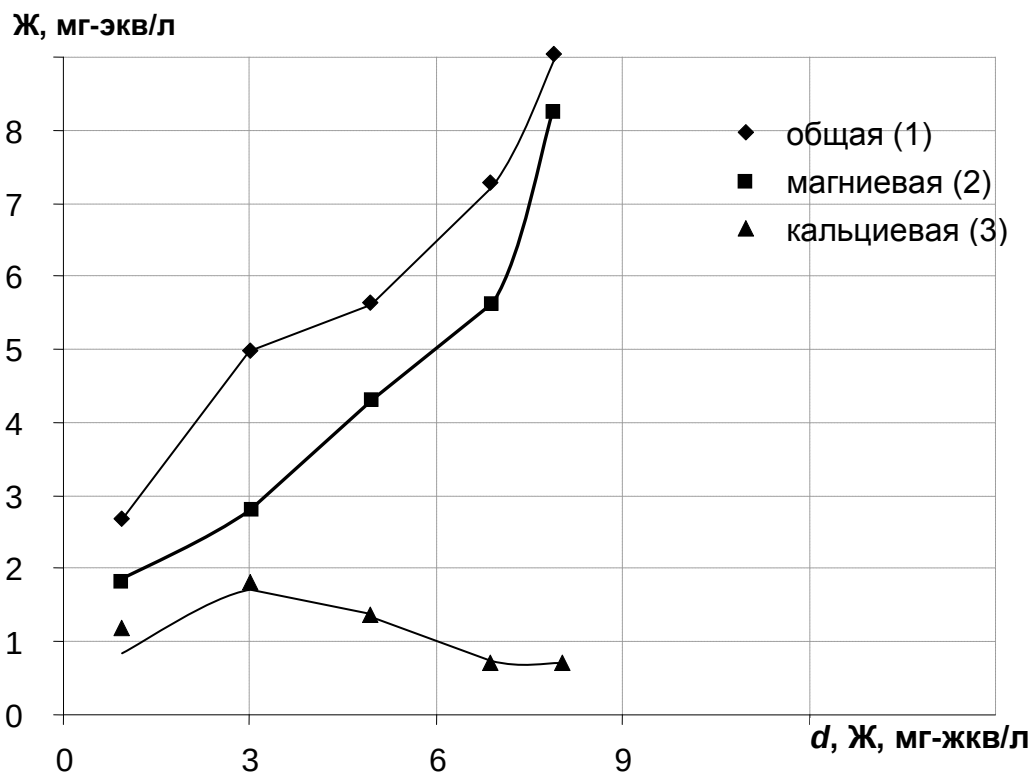


Рис. 5. Зависимость общей, магниевой и кальциевой жесткости от исходной жесткости воды (d – Ж, мг-экв/л) при скорости фильтрования от 0,5 м/ч до 5 м/ч

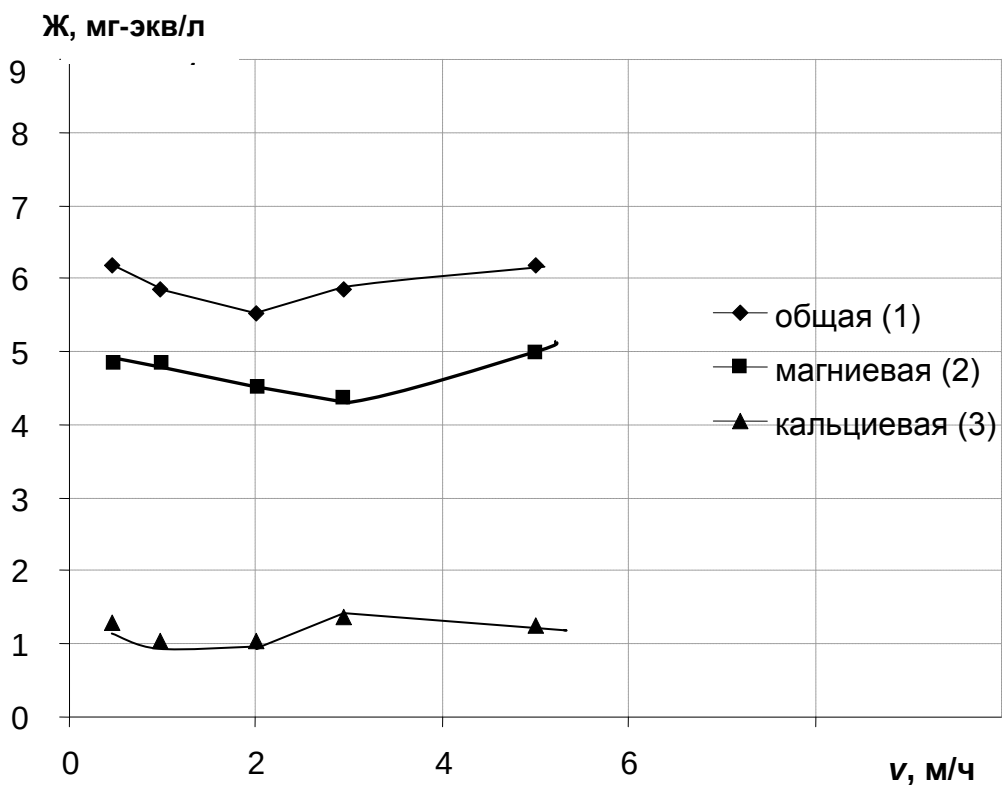


Рис. 6. Зависимость общей, магниевой и кальциевой жесткости от скорости фильтрования воды (v – скорость, м/ч) при исходной жесткости воды от 1 до 8 мг-экв/л

Таблица 1

Растворимость полуобожженного доломита в зависимости от диаметра и скорости фильтрования

a, мм.	Ж, мг-экв/л	Скорость фильтрования, м/ч (v)					Среднее
		0,5	1	2	3	5	
12,5	Ж _О	6,32	8,93	3,6	4,89	3,18	5,4
	Ж _{mg}	5,18	8,17	1,7	2,71	1,95	3,9
	Ж _{ca}	1,14	0,76	1,9	2,18	1,23	1,4
8,5	Ж _О	5,2	7,1	1,9	8,73	5,1	5,6
	Ж _{mg}	3,3	6,4	1,3	8,07	3,2	4,5
	Ж _{ca}	1,9	0,7	0,6	0,63	1,9	1,0
6	Ж _О	2,47	4,75	5,41	4,27	9,02	5,2
	Ж _{mg}	1,27	2,85	3,75	2,85	8,26	3,8
	Ж _{ca}	1,2	1,9	1,66	1,42	0,76	1,4
4	Ж _О	7,2	2,86	8,84	5,3	7,5	6,3
	Ж _{mg}	6,35	2,53	8,13	3,4	6,7	5,4
	Ж _{ca}	0,85	0,32	0,71	1,9	0,8	0,9
1,75	Ж _О	9,5	5,45	7,9	3,33	6,2	6,5
	Ж _{mg}	8,59	4,05	7,6	2,38	3,2	5,2
	Ж _{ca}	0,91	1,4	0,3	0,95	1,9	1,1

Таблица 2

Растворимость полуобожженного доломита в зависимости от рН воды и скорости фильтрования

c, рН	Ж, мг-экв/л	Скорость фильтрования, м/ч (v)					Среднее
		0,5	1	2	3	5	
3	Ж _О	2,47	2,86	1,9	3,33	3,18	2,7
	Ж _{mg}	1,27	2,53	1,3	2,38	1,95	1,9
	Ж _{ca}	1,2	0,32	0,6	0,95	0,8	0,9
5	Ж _О	5,2	4,75	3,6	5,3	6,2	5
	Ж _{mg}	3,3	2,85	1,7	3,4	3,2	2,9
	Ж _{ca}	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9
7	Ж _О	7,2	5,45	5,41	4,89	5,1	5,6
	Ж _{mg}	6,35	4,05	3,75	2,71	5,06	4,4
	Ж _{ca}	0,85	1,4	1,66	2,18	1,14	1,4
8	Ж _О	6,32	7,1	7,9	4,27	7,5	7,2
	Ж _{mg}	3,18	6,4	7,6	2,85	6,7	5,7
	Ж _{ca}	0,7	0,14	0,3	1,42	0,8	0,9
9	Ж _О	9,5	8,93	8,84	8,7	9,02	9
	Ж _{mg}	8,59	9,17	8,13	8,07	8,26	8,4
	Ж _{ca}	0,91	0,76	0,71	0,63	0,76	0,7

Таблица 3

Растворимость недообожженного доломита в зависимости от исходной жесткости воды и скорости фильтрации

d , Ж, мг-экв/л (исх)	Ж, мг- экв/л	Скорость фильтрации, м/ч (v)					Среднее
		0,5	1	2	3	5	
1	$Ж_0$	2,47	2,85	1,9	3,33	3,18	2,75
	$Ж_{mg}$	1,27	2,53	1,3	2,38	1,95	1,89
	$Ж_{ca}$	1,2	0,32	0,6	0,95	1,23	0,86
3	$Ж_0$	5,2	4,75	3,6	5,3	6,2	5,01
	$Ж_{mg}$	3,3	2,85	1,7	3,4	3,2	2,89
	$Ж_{ca}$	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	0,86
5	$Ж_0$	7,2	5,45	5,41	4,89	5,1	5,61
	$Ж_{mg}$	6,35	4,05	3,75	2,71	5,06	4,38
	$Ж_{ca}$	0,85	1,4	1,66	2,18	1,14	1,45
7	$Ж_0$	6,32	7,1	7,9	7,22	7,5	7,21
	$Ж_{mg}$	5,18	6,4	7,6	2,85	6,7	5,75
	$Ж_{ca}$	1,14	0,7	0,3	1,42	0,8	0,87
8	$Ж_0$	9,5	8,93	8,84	8,73	9,02	9
	$Ж_{mg}$	8,59	8,17	8,13	8,07	8,26	8,24
	$Ж_{ca}$	0,91	0,76	0,71	0,63	0,76	0,73

Общая жесткость

Находим эмпирическую формулу, которая охватывает все четыре первичные факторы a , v , c , d для результатов наблюдений общей жесткости в динамических условиях, записанных в таблицах 1, 2, 3:

$$f_1(a, c, b, d) = 0,12c^3 - 0,71d^2 - 1,59c^2 + 0,1v^2 + 0,47dc + 0,16ac - 0,09cv - \\ - 0,12ad - 0,53a - 0,434v + 3,95c + 5,68d - 102.$$

В таблице 4 приведены результаты эксперимента F_i^3 и значения функции $f_1(a, c, b, d)$ от заданных факторов a , c , b , $d - F_i$.

Далее выясним, согласуются ли данные, полученные в результате эксперимента, с данными, вычисленными по эмпирической формуле, по критерию согласия Пирсона при уровне значимости $\alpha = 0,05$.

Значения общей жесткости, полученные в результате эксперимента, – эмпирические частоты F_i^3 , значения, полученные по эмпирической формуле $f_1(a, v, c, d)$, – теоретические частоты F_i . Переходим к вычислению $\chi_{\text{эмп}}^2$:

$$\chi_{\text{эмп}}^2 = \sum_{i=1}^{25} \frac{(F_i^3 - F_i)^2}{F_i} \approx 129.$$

Таблица 4

$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i	$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i	$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i
(12,5;0,5;8;7)	6,32	6,55	(6;0,5;3;1)	2,47	2,54	(1,75;0,5;9;8)	9,5	9,96
(12,5;1;9;8)	8,93	8,82	(6;1;5;3)	4,75	4,9	(1,75;1;7;5)	5,45	5,96
(12,5;2;5;3)	3,6	3,85	(6;2;7;5)	5,41	5,23	(1,75;2;8;7)	7,9	7,56
(12,5;3;7;5)	4,89	4,8	(6;3;8;7)	4,27	6,07	(1,75;3;3;1)	3,33	3,37
(12,5;5;3;1)	3,18	2,9	(6;5;9;8)	9,02	8,82	(1,75;5;5;3)	6,2	6,35
(8,5;0,5;5;3)	5,2	4,97	(4;0,5;7;5)	7,2	6,26			
(8,5;1;8;7)	7,1	6,61	(4;1;3;1)	2,86	2,87			
(8,5;2;3;1)	1,9	1,87	(4;2;9;8)	8,84	8,9			
(8,5;3;9;8)	8,73	8,44	(4;3;5;3)	5,3	5,1			
(8,5;5;7;5)	5,1	5,79	(4;5;8;7)	7,5	7,53			

Число связей равно количеству параметров, от которых зависят данные частоты $t = 4$. Следовательно, число степеней свободы равно $r = n - t - 1 = 20$, где $n = 25$ – количество опытов. Теперь по таблице (в книге [5], ст. 610) определим критическое значение $\chi_{кр}^2 = \chi_{\alpha,r}^2 = \chi_{0,05;20}^2 \approx 10,85$, где $\alpha = 0,05$ – уровень значимости.

Таким образом, $\chi_{эмп}^2 \approx 2,29 < \chi_{кр}^2 \approx 10,85$. В соответствии с Критерием Пирсона, это значит, что с вероятностью $p = 1 - \alpha = 0,95$ теоретические и эмпирические частоты имеют одно и то же распределение. Т. е. табличные данные, полученные в результате эксперимента, с доверительной вероятностью 0,95 совпадают со значениями, вычисленными по эмпирической формуле.

По критерию Романовского [4] оценка будет иметь следующий вид

$$c = \frac{|\chi_{эмп}^2 - r|}{\sqrt{2r}} = \frac{|2,29 - 20|}{\sqrt{40}} \approx 2,9 < 3.$$

Таким образом, имеем функцию, которая хорошо отражает экспериментальные данные.

Магниева жесткость

Находим эмпирическую формулу, которая охватывает все четыре первичные факторы a ; v ; c ; d для результатов наблюдений магниевой жесткости в динамических условиях, записанных в таблицах 1, 2, 3:

$$f_2(a,v,c,d) = 0,07d^3 + 0,36v^3 - 0,05d^2c + 0,27c^2 - 3,13v^2 - 0,35d^2 + 0,03ad - \\ - 0,09cv - 0,3a - 1,37c + 0,57d + 8,78v + \frac{2,4}{v} - \frac{2,26}{d} - 109.$$

В таблице 5 приведены результаты эксперимента F_i^3 и значения функции $f_2(a,v,c,d)$ от заданных факторов a , v , c , $d - F_i$.

Таблица 5

$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i	$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i	$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i
(12,5;0,5;8;7)	5,18	5,76	(6;0,5;3;1)	1,27	1,8	(1,75;0,5;9;8)	8,59	9,33
(12,5;1;9;8)	8,17	8,13	(6;1;5;3)	2,85	3,19	(1,75;1;7;5)	4,05	4,8
(12,5;2;5;3)	1,7	2,03	(6;2;7;5)	3,75	4,19	(1,75;2;8;7)	7,6	6,33
(12,5;3;7;5)	2,71	2,12	(6;3;8;7)	2,85	4,77	(1,75;3;3;1)	2,38	2,45
(12,5;5;3;1)	1,95	1,63	(6;5;9;8)	8,26	8,16	(1,75;5;5;3)	5,06	5,16
(8,5;0,5;5;3)	3,3	2,94	(4;0,5;7;5)	6,35	4,84			
(8,5;1;8;7)	6,4	5,72	(4;1;3;1)	2,53	2,15			
(8,5;2;3;1)	1,3	1,34	(4;2;9;8)	8,13	8,57			
(8,5;3;9;8)	8,07	7,02	(4;3;5;3)	3,4	2,98			
(8,5;5;7;5)	3,2	4,08	(4;5;8;7)	6,7	6,12			

Значения магнеливой жесткости, полученные в результате эксперимента – эмпирические частоты F_i^3 , значения, полученные по эмпирической формуле – теоретические частоты F_i . Переходим к

вычислению $\chi_{\text{эмп}}^2 = \sum_{i=1}^{25} \frac{(F_i^3 - F_i)^2}{F_i} \approx 2,93$. Число степеней свободы равно

$r = 20$. Критическое значение $\chi_{\text{кр}}^2 = \chi_{\alpha,r}^2 = \chi_{0,05;20}^2 \approx 10,85$.

Таким образом, $\chi_{\text{эмп}}^2 \approx 2,93 < \chi_{\text{кр}}^2 \approx 10,85$. В соответствии с Критерием Пирсона, это значит, что с вероятностью $\gamma = 1 - \alpha = 0,95$ теоретические и эмпирические частоты имеют одно и то же распределение. Т. е. табличные данные, полученные в результате эксперимента, с доверительной вероятностью 0,95 совпадают со значениями, вычисленными по эмпирической формуле.

По критерию Романовского [4] оценка будет иметь следующий вид

$$c = \frac{|\chi_{\text{эмп}}^2 - r|}{\sqrt{2r}} = \frac{|2,93 - 20|}{\sqrt{40}} \approx 2,69 < 3.$$

Кальциевая жесткость

Находим эмпирическую формулу, которая охватывает все четыре первичные факторы а, v, с, d, для результатов наблюдений кальциевой жесткости в динамических условиях, записанных в таблицах 1, 2, 3.

$$f_3(a, v, c, d) = -0,22v^3 + 1,95v^2 + 0,11c^2 - 0,12cd - 0,02ad - 0,04av + \\ + 0,24a - 4,75v - \frac{3,45}{c} - \frac{1,09}{v} + 4,27$$

В таблице 6 приведены результаты эксперимента F_i^3 и значения функции $f_3(a, v, c, d)$ от заданных факторов $(a; v; c; d) - F_i$.

Таблица 6

$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i	$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i	$(a;v;c;d)$	F_i^3	F_i
(12,5;0,5;8;7)	1,14	1,11	(6;0,5;3;1)	1,2	0,9	(1,75;0,5;9;8)	0,91	0,6
(12,5;1;9;8)	0,76	0,66	(6;1;5;3)	1,14	1,33	(1,75;1;7;5)	1,4	1,24
(12,5;2;5;3)	1,9	1,8	(6;2;7;5)	1,66	1,45	(1,75;2;8;7)	0,3	0,49
(12,5;3;7;5)	2,18	2,2	(6;3;8;7)	1,42	1,19	(1,75;3;3;1)	0,95	0,9
(12,5;5;3;1)	1,23	1,19	(6;5;9;8)	0,76	0,87	(1,75;5;5;3)	1,9	1,74
(8,5;0,5;5;3)	1,9	1,86	(4;0,5;7;5)	0,85	1,52			
(8,5;1;8;7)	0,7	0,7	(4;1;3;1)	0,32	0,39			
(8,5;2;3;1)	0,6	0,96	(4;2;9;8)	0,71	0,47			
(8,5;3;9;8)	0,63	0,97	(4;3;5;3)	1,9	1,8			
(8,5;5;7;5)	1,9	1,69	(4;5;8;7)	0,8	1,14			

Значения кальциевой жесткости, полученные в результате эксперимента – эмпирические частоты F_i^3 , значения, полученные по эмпирической формуле – теоретические частоты F_i . Переходим к

вычислению $\chi_{\text{эмп}}^2 = \sum_{i=1}^{25} \frac{(F_i^3 - F_i)^2}{F_i} \approx 136$. Как и в предыдущем случае,

критическое значение $\chi_{\text{кр}}^2 = \chi_{\alpha,r}^2 = \chi_{0,05;20}^2 \approx 10,85$.

Таким образом, $\chi_{\text{эмп}}^2 \approx 136 < \chi_{\text{кр}}^2 \approx 10,85$. По Критерию Пирсона, это значит, что с вероятностью $\gamma = 1 - \alpha = 0,95$ теоретические и эмпирические частоты имеют одно и то же распределение. Т. е. табличные данные, полученные в результате эксперимента, с доверительной вероятностью 0,95 совпадают со значениями, вычисленными по эмпирической формуле.

По критерию Романовского [4] оценка будет иметь следующий вид

$$c = \frac{|\chi_{\text{эмп}}^2 - r|}{\sqrt{2r}} = \frac{|136 - 20|}{\sqrt{40}} \approx 2,9 < 3.$$

Выводы

1. С увеличением исходной общей жёсткости воды с 1,0 до 8,0 мг-экв/л растёт жесткость фильтрованной воды, однако скорость фильтрования несущественно сказывается на конечную общую жесткость воды.

2. Скорость фильтрования незначительно сказывается на изменение магниевой жёсткости при её исходной величине в пределах от 1,0 до 8,0 мг-экв/л.

3. Кальциевая жесткость существенно (с 0,7 до 2,1 мг-экв/л) изменяется при начальной жесткости 3,0 мг-экв/л и скорости фильтрования до 3,0 м/ч, а затем уменьшается до 1,0 мг-экв/л.

4. Изменение общей жесткости при рН в пределах от 3 до 9 от скорости фильтрования несущественно.

5. Существенно изменяется магниевая жесткость с 6,2 до 2,8 мг-экв/л при скорости фильтрования в пределах 0,5...3,0 м/ч, кальциевая жесткость при pH 5 уменьшается с 1,8 до 1 мг-экв/л, а при pH 7 увеличивается с 0,7 до 2,0 мг-экв/л.

Список литературы

1. Юрков Е.В., Бондаренко Н.В., Юрков А.Д. Оптимизация минерализации опресненной воды с применением брусита. Проблемы водопостачання. водовідведення та гідравліки. – К.: КНУБА, 2014. – Вип.21. – С. 27-44.
2. Патент на винахід №93101 Установка для знезалізнювання води. Бюл.№1, 10.01 2011.
3. Протодьяконов М.М. , Тедер Р.И. Методика рационального планирования экспериментов. – М.: Наука, 1971.
4. Шашков В.Е. Обработка экспериментальных данных и построение эмпирических формул. Курс лекций: учебное пособие. – Оренбург: ГОУ ОГУ, 2005.
5. Крамер Г. Математические методы статистики. – М.: Мир, 1975.

Надійшло до редакції 13.08.2015

УДК 628.16+628.316

О.Д. ЮРКОВ

ДІ «УкрНДІводоканалпроект»

ВИКОРИСТАННЯ МАГНІЙМІСТКИХ МАТЕРІАЛІВ В ТЕХНОЛОГІЇ ВОДОПІДГОТОВКИ

Аналіз кальцій- і магніймістких мінералів в якості фільтрувального завантаження та можливості їх використання в процесах водопідготовки питної води і нейтралізації стоків промислових підприємств.

Ключові слова: Доломіт, брусит, магнезит, магній, кальцій, , іони важких металів, рН води

Анализ кальций- и магнийсодержащих минералов в качестве фильтровальной загрузки и возможности их использования в процессах водоподготовки питьевой воды и нейтрализации стоков промышленных предприятий.

Ключевые слова: Доломит, брусит, магнезит, магний, кальций, ионы тяжелых металлов, рН воды

Analysis of calcium and magnesium containing minerals as filter load and the possibility to use them in water treatment and neutralization of industrial wastewater.

Key words: Dolomite, brucite, magnesium, calcium, acidity, concentration, heavy metal ions, pH of water.

Для багатьох технологічних процесів очищення води, таких як: освітлення, знебарвлення, знезалізнення, видалення важких металів, підлогування води після апаратів зворотного осмосу та інших, одним з визначальних чинників є рН води. Коагулянти, які використовуються в технологіях водопідготовки, зазвичай є солями слабких основ і сильних кислот (сульфат алюмінію, хлорид залізо та ін), при розчиненні яких відбувається гідроліз з утворенням малорозчинних сполук [1,62]. Повнота реакцій гідролізу має велике значення для ходу коагуляції та остаточної якості води, оскільки надлишок іонів алюмінію в ній недопустимий. При недостатній кількості гідрокарбонатів, що містяться у воді, лужність води підвищується введенням лужних реагентів, як правило, вапна або соди. Доза лужних реагентів, необхідних для поліпшення процесу пластівцеутворення визначаються згідно пункту 10.4.6 [2, 67]. Однак при експлуатації очисних споруд використання цих реагентів є громіздким, а в багатьох випадках – важкими для використання.

Дуже важливу роль грає рН при знезалізнуванні води. У відповідності з 10.21.4 [2,121], для знезалізнення води найбільш широко використовується спрощена аерація. Застосування цього методу допускається при рН води не менше 6,8. У той час, як цей показник для багатьох підземних вод, не перевищує 6,2...6,5.

Наукові дослідження Золотовой Е.Ф. і Асса Г.Ю. [3] показали, що з підвищенням рН води зменшується вміст іонів двовалентного заліза і, відповідно, загальний вміст розчиненого у воді заліза. При загальному вмісті солей у воді 500 мг/л і рН = 9,3 в розчині було менше 0,1 мг/л іонів двовалентного заліза, проте загальний зміст іонів Fe^{2+} та продуктів його гідролізу в розчині становило 0,85 мг/л.

Таким чином, був зроблений висновок, що загальний вміст тривалентного заліза Fe^{3+} в розчині (в іонній формі, формі продуктів гідролізу і комплексних сполук) зменшується при збільшенні рН води. Отже, метод знезалізнення води за рахунок підвищення лужності є універсальним методом очищення води при будь-якій формі заліза.

Видалення марганцю з підземної води здійснюється аерацією з підлогуванням, фільтрацією через «чорний пісок» або катіонітові завантаження, окисненням озоном, хлором, коагулюванням сульфатом заліза з підлогуванням, біохімічним окисненням [4]. Для забезпечення повноти видалення марганцю, воду підлогувають вапном або содою до рН = 9,5...10,0 та освітлюють в освітлювачах або відстійниках.

Велике значення має величина рН середовища при використанні окислювально-відновних процесів. Для характеристики термодинамічної стійкості електрохімічних систем у водних середовищах користуються діаграмами Пурбе [5]. Діаграма Пурбе дозволяє оцінити термодинамічно ймовірну поведінку металів у водних розчинах, встановити межі потенціалів і рН, усередині яких даний метал повинен бути стійким, з'ясувати хімічну природу корозії.

Всі електрохімічні методи очищення води (електрокоагуляція, електрофлотація, електродіаліз та ін) також залежать від рН середовища. Так рН максимального виділення гідроксидів хрому, нікелю, цинку, міді, кадмію знаходиться в межах 8...10,5.

Для коригування рН води набуває поширення брусіт – природний матеріал, мінерал класу гідроксидів. Дослідження, проведені у ВАТ «НДІ ВОДГЕО»[6], показали високу ефективність використання брусіту, для нейтралізації дренажних вод, що містять іони важких металів. Стримуючим фактором для широкого використання брусіту в технологічних процесах очищення води є його досить висока вартість. Заміною брусіту може бути доломіт, до складу якого входить MgO і CaO , і також є лужним матеріалом.

Використання доломітута та брусіту в технологічних процесах очищення води від іонів важких металів і знезалізнення води, замість традиційних нейтралізуючих речовин (їдкого натру, вапна та кальцинованої соди) може бути раціональною, так як кальцинована сода та їдкий натр хоч і мають високу розчинність, а їх розчини не вимагають додаткового очищення, але їх вартість досить висока і відповідно становить 7900, 16000 гр/т. Брусит обійдеться 11500 гр/т, а доломіт як сировина буде коштує не більше 1950 гр за тонну, але перед використанням він потребує попередньої обробки.

Вихідною сировиною для недовипаленого роздробленого доломіту (НРД) є природний доломіт $CaMg (CO_3)_2$, він має лужні властивості за рахунок наявності в ньому магнію MgO , який утворює у воді гідроксид $Mg(OH)_2$ з високими сорбційними властивостями по відношенню до іонів двовалентного заліза, іонів важких металів, органічних речовин та ін

Проведені випробування характеристик зразка зернистого брусіту за методиками, відповідним технічним умовам на фільтруючі матеріали, використовувані для завантаження швидких фільтрів в технологіях водопідготовки показали, що при контактуванні зернистого брусіту водними системами з нейтральним середовищем має місце підвищення величини рН розчинів і збагачення іонами магнію при практично незмінній мінералізації. Ступінь збільшення рН і приросту концентрації іонів магнію може регулюватися часом контактування брусіту з водним середовищем. Мінімальна зміна величини рН (до нормованих значень не більше 8,5) і вмісту іонів магнію забезпечується при часі контакту ≤ 2 хвилин. При контактуванні кислих розчинів з брусітом досягається їх нейтралізація і підвищення значення рН. При контактуванні брусіту і лужних розчинів має місце зниження

величини рН та її стабілізація. Зернистий брусит, може ефективно використовуватися для завантаження фільтрів-нейтралізаторів при очищенні кислих вод. Використання зернистого бруситу в технологіях освітлення природних вод, найбільш доцільно у вигляді завантаження швидких і надшвидких фільтрів при швидкостях фільтрування ≥ 10 м/год. [6]

Основними показниками фільтраційного матеріалу, на які можна вплинути в процесі очищення води, є площа поверхні матеріалу, адже чим більше площа (менше фракція завантаження), тим більш інтенсивно пройде процес подлугування. Час контакту теж відіграє важливу роль, так як спостерігається високий стрибок на початковій стадії контакту води із завантаженням і поступового спаду після 2...3 хв контакту. Уповільнення процесу переходу іонів магнію і частково кальцію в воду із збільшенням вихідної величини рН пояснюється законом Щукарьова, відповідно до якого кількість речовини, перенесеного від поверхності розділ фаз, в даному випадку від поверхні доломіту, пропорційно різниці концентрацій у поверхні розділу фаз.

Дослідження властивостей доломіту як підлугуючого матеріалу показали його високу ефективність. Результати представлені на рис.1,2.

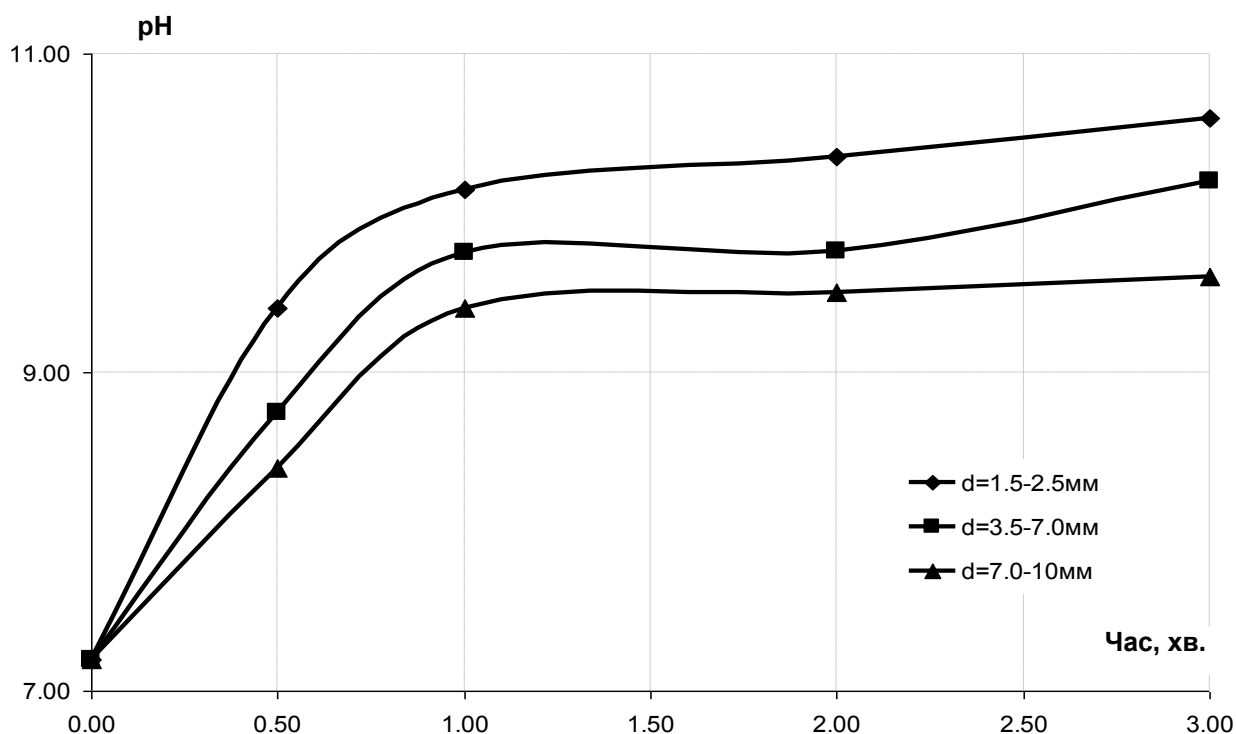


Рис.1. Зміна рН води від часу контакту с доломітом крупністю 1,5...2,5; 3,5...7,0; 7...10 мм, випаленим при $T = 800$ °С.

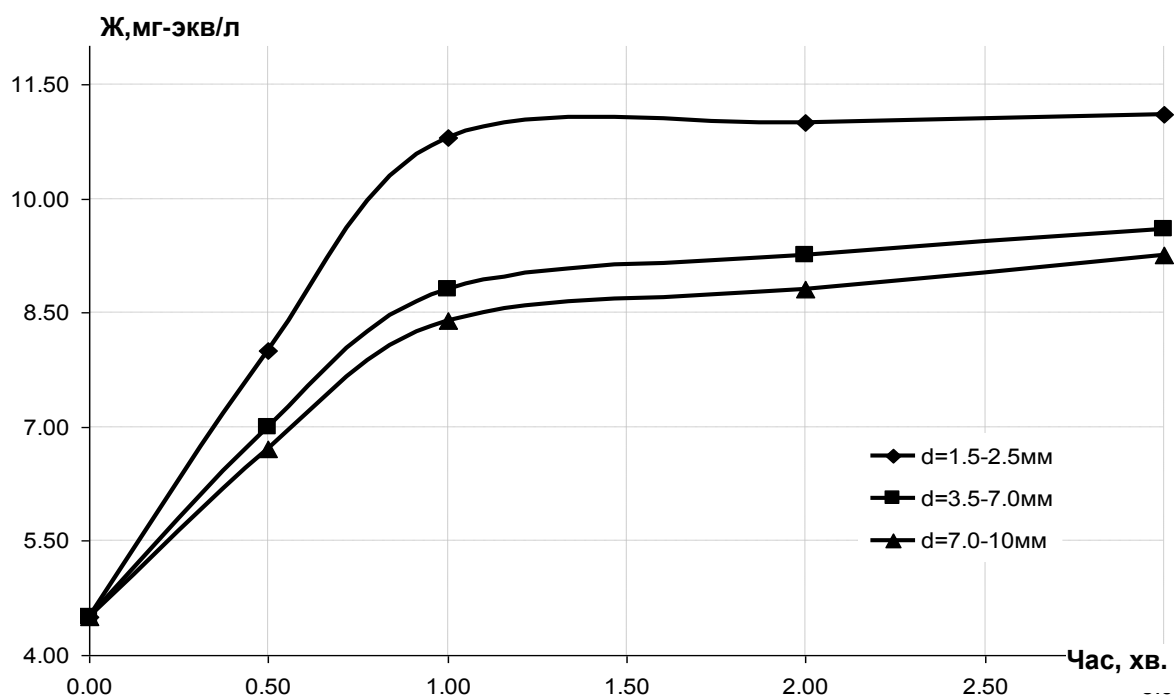


Рис.2. Зміна жорсткості води в залежності від часу контакту води з недовипаленим доломітом крупністю 1,5...2,5; 3,5...7,0; 7...10 мм

Контактування води здійснювалося з доломітом випаленим при температурі 800°C так як це обумовлюється технологічно найкращою температурою випалу (при меншій температурі мінерал мало розчинний, а при більшій перетворюється пил, що в підсумку дає суспензію при контакті з водою). Як видно із даних табл. 1, інтенсивне розкладання доломіту починається при температурах вище 900°C, при температурі 1100°C доломіт практично повністю розкладається, утворюючи суспензію аналогічну суспензії при використанні гашеного вапна. З метою спрощення експлуатації очисних споруд, для коригування рН води більш зручним є використання недовипаленого доломіту у вигляді гранул, через які проводиться фільтрування води, а отже слід використовувати доломіт, випалений при температурі до 800°C.

Таблиця 1

Характеристики доломіту, випаленого при різних температурах

№ П/П	Температура випалу доломіту, °C	Вага наважки доломіту, г	Вага нерозчинної частки доломіту, г	Вага відмитої частки доломіту, г	Вага нерозчинної частки доломіту, %
1	700	10,0	10,0	0,0	100,0
2	800	10,0	9,6	0,4	96,0
3	900	10,0	7,4	2,6	74,0
4	1100	10,0	5,95	4,05	59,5

При вивченні закономірностей кінетики розчинення недовипаленого доломіту враховувалися такі чотири чинники; поверхню матеріалу (діаметр завантаження), рН і жорсткість вихідної води і час її контакту з фільтруючим матеріалом. Діаметр завантаження (*a*) мав наступні розміри (мм) 12,5; 8,5; 6; 4 та 1,75; значення рН (*c*) вихідної води становило 3; 5; 7; 9; 11; жорсткість вихідної води (*d*) мг-екв/л дорівнювала 1; 3,5; 7; 9; час контакту води із завантаженням (*b*), хв становило 1,3; 5; 7; 9. Область зміни факторів вибиралася виходячи з реальних умов показників вихідної води, розміру фільтруючого матеріалу і часу розчинення недовипаленого доломіту, визначене в раніш проведених дослідженнях.

Для порівняння ефективності брусита і недовипаленого доломіту проводилися дослідження в однакових умовах; крупність брусита і доломіту була однаковою – 12,5 мм, рН вихідної води – 5,85. загальна жорсткість вихідної води становила 1,33 мг-екв/л. Зміни рН води після контакту з доломітом і бруситом однаковою крупності приблизно однакові (рис.3).

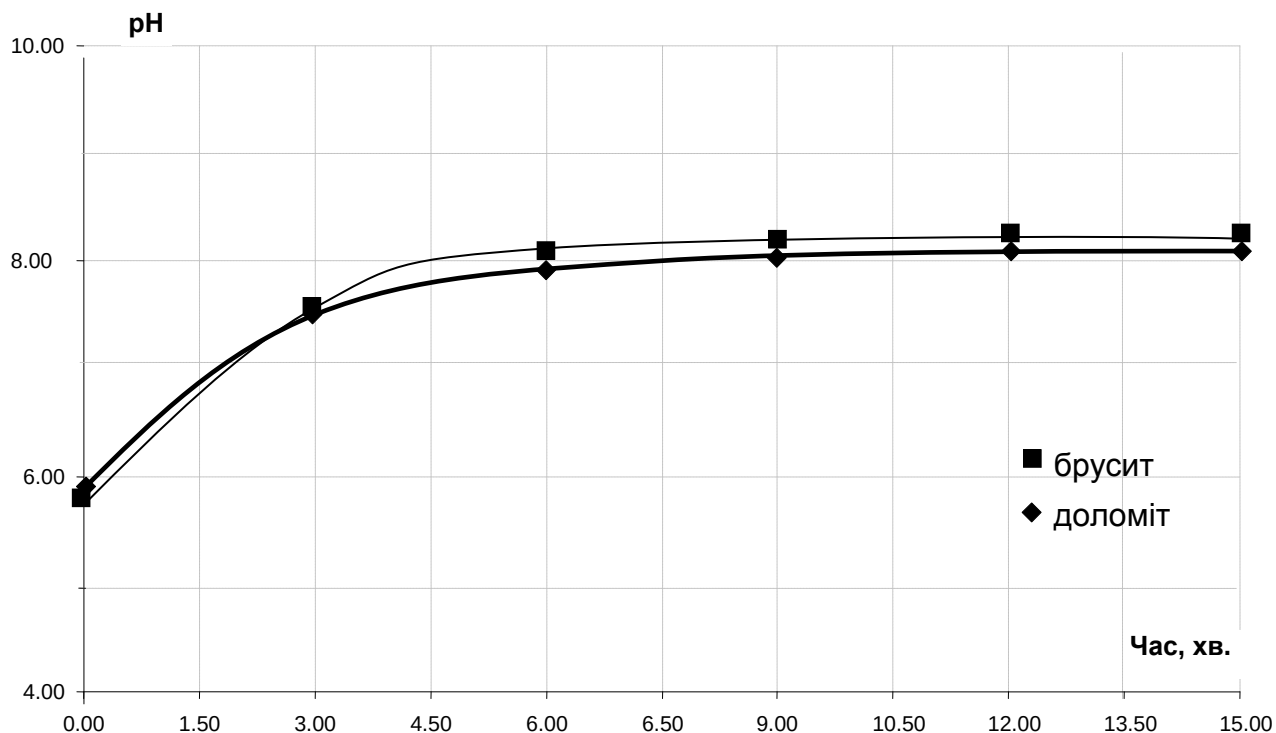


Рис.3. Зміна рН промивної води в залежності від часу контакту з доломітом та бруситом крупністю 12,5 мм

Стримуючим фактором для доломіту, є жорсткість, оскільки як зазначалося вище, розчинність оксиду магнію при контакті води з доломітом трохи вище в порівнянні з бруситом. Виходячи з цього, можна зробити висновок, що в тих технологічних процесах очищення води, де жорсткість не є лімітуючим показником, а також у випадках, коли жорсткість води після коригування рН не перевищує допустимих норм, використання недовипаленого доломіту (НРД) замість бруситу є більш доцільним. Так як на відміну, від питної води, на промислових підприємствах може

використовуватись вода з великими діапазонами значень жорсткості і рН, апробація коригування рН проводилася на промивних вод, що містять іони міді концентрацією 10, 20 і 50 мг/л з використанням доломіту крупністю 4,0 мм.

Використання НРД для коректування рН води проводилися дослідження як в лабораторних, так і у виробничих умовах (на промивних водах гальванічних цехів заводу ім. Корольова), які містять іони важких металів. У лабораторних умовах готувалися окремо розчини з вмістом іонів міді концентрацією 22, і 25,2 мг/л, цинку 12,7 і 23,4 мг/л. Після контакту з доломітом протягом трьох хвилин, вода відстоювалася протягом п'яти хвилин і фільтрувалася. Кінцева концентрація міді становила 1,1 та 1,5 мг/л, цинку 1,98 і 1,2 мг л. Ефективність видалення цих іонів складала 95,0%. Ефективність видалення нікелю концентрацією 11,0 мг/л склала 70,9%. Контрольні аналізи проводилися в інституті гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва, а також лабораторією Водоканалу. Невисока ефективність видалення нікелю в даному випадку свідчить про те, що при даному часу контакту води з недовипаленим доломітом протягом трьох хвилин недостатньо, оскільки рН максимального виділення нікелю становить 9,25...10, а для міді та цинку значення рН значно менше, відповідно 8,0...8,75 і 8,0...9,25

Промивні води гальванічного цеху заводу з величиною рН 5 містили, в своєму складі хром концентрацією 0,4 мг/л, мідь 1,5 мг/л, цинк 2,5 мг/л., нікель 3,0 мг/л. При контакті промивних вод протягом 5, 7 і 10 хвилин величина рН води з 5 відповідно зростала до 6,86; 7,6 і 8,8. Після контакту з доломітом вода відстоювалася протягом п'яти хвилин, для утворення гідроксидів, а потім фільтрувалася. У фільтраті визначалася концентрація іонів важких металів, яка для хрому, міді, цинку та нікелю і відповідно становила 0,15; 0,08; 0,1 і 0,2 мг/л. В даному випадку, при часі контакту води з доломітом, рівному десяти хв. і величиною рН рівний 8,8 виявилось достатнім, щоб ефективність вилучення нікелю склала 93,0%. Результати дослідів наведені на рис.4.

Даний матеріал можливо використовувати при знезалізненні (рис.5), особливо води для Полтавського горизонту. Вміст заліза в таких водах не рідко доходить до 6 мг/л при необхідній нормі ДержСанПіН всього 0,2 мг/л. Ця ситуація ще більш ускладнюється при неправильному монтажу свердловин, тобто відсутність цементації (тампонажу), що призводить до переливу поверхневих стоків та погіршення якості води.

Дослідження, проведені в лабораторних і виробничих умовах показують, що використання недовипаленого доломіту і брусіту можливо для коригування рН, а також видалення іонів важких металів. Час контакту води з доломітом, тривалість відстоювання необхідно коригувати у кожному випадку, оскільки дані процеси пов'язані з величиною рН вихідної води, але цей час буде коливатися до 2...3-х хвилин.

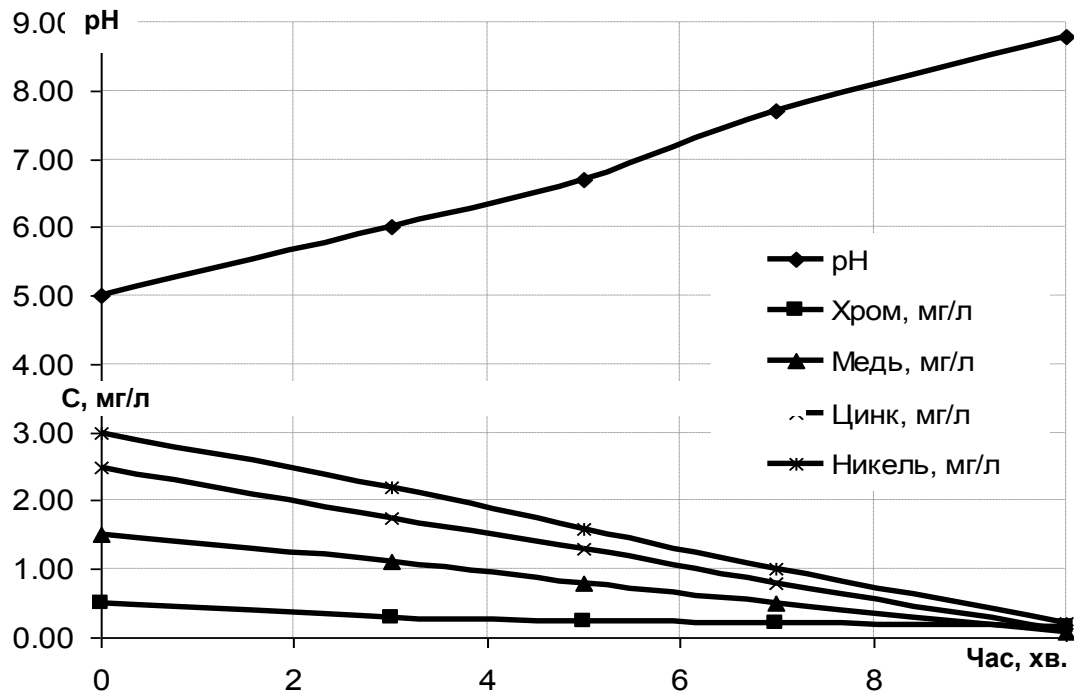


Рис.4. Зміна концентрації іонів тяжких металів (мг/л) і рН води в залежності від часу контакту з доломітом

В окремих випадках можна застосувати схему знезалізнення води [9], яка містить реактор з недовипаленим доломітом або брусітом, вона відноситься до установок безреагентного очищення природних вод і може використовуватися в технології очистки води на підприємствах житлово-комунального, сільського господарства та інших галузях народного господарства. Дана установка має патент (№ 93101) і успішно використовується в с.Поліссі Київської області.

Список літератури

1. *Николадзе Г.И.* Технология очистки природных вод. – М.: Высшая школа, 1987. – 63 с.
2. ДБН В.2.5-74:2013 Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – К., 2013. – 69 с.
3. *Золотова Е.Ф.* Очистка воды от железа, фтора марганца и сероводорода. – М.: Стройиздат, 1975. – 176 с.
4. *Кульский Л.А.* Технология очистки природных вод. – К., 1986. – 222 с.
5. *Яковлев С.В.* Технология электрохимической очистки воды. – Л.: Стройиздат, 1987.
6. *Белевцев А.М.* Перспективы использования брусита в технологии очистки воды. – М. ООО «Русское горнохимическое общество».

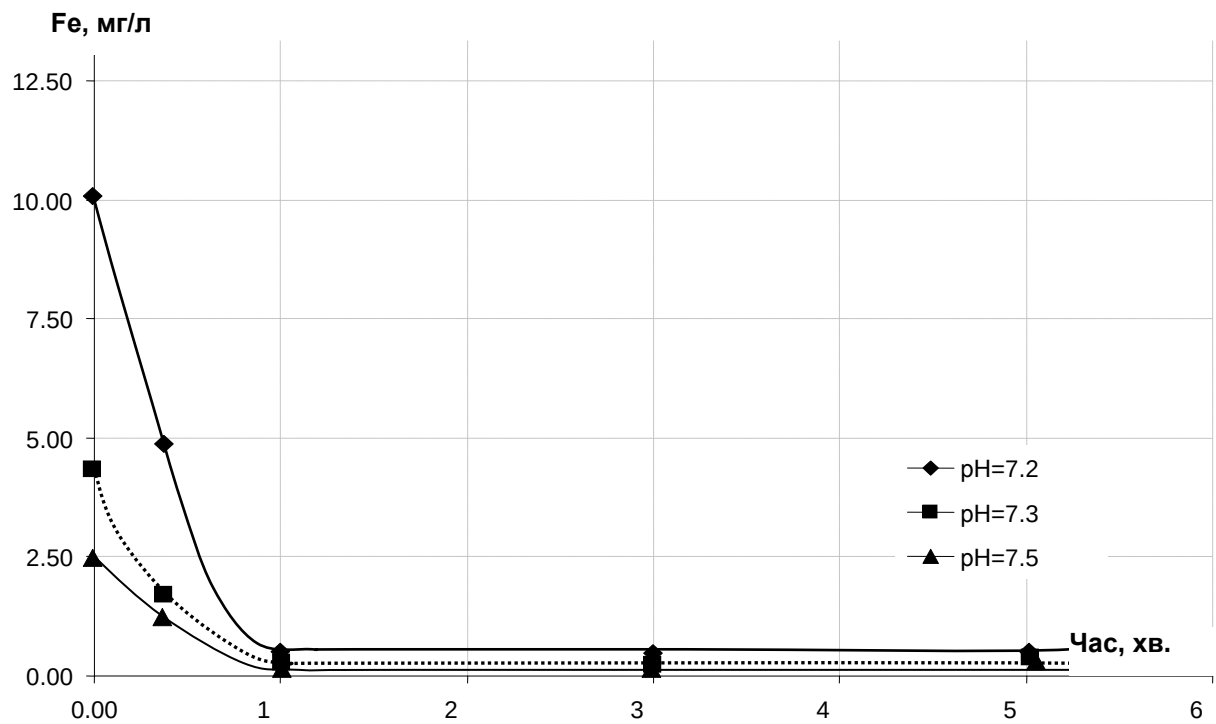


Рис.5. Зміна концентрації заліза (мг/л) і рН води в залежності від часу контакту з доломітом

7. Протодьяконов М.М., Тедер Р.И. Методика рационального планирования экспериментов. – М.; Наука, 1971.
8. Романовский В.И. Элементарный курс математической статистики. – М.: Госпланиздат, 1939.
9. Юрков Е.В. Патент Украины № 93101, Бюл. № 1, 2011.

Надійшло до редакції 14.11.2015

В.А. ЮРЧЕНКО, доктор технических наук

Харьковский национальный университет строительства и архитектуры

В.Г. МИХАЙЛЕНКО, кандидат технических наук

А.В. АНТОНОВ

О.И. КНЯЗЕВА

Институт проблем машиностроения им. А.Н. Подгорного НАН Украины

БЕССТОЧНАЯ ПЕРЕРАБОТКА ОТРАБОТАННЫХ ВОД ГИДРОФРЕКИНГА

Розроблено технологію безстічної переробки відпрацьованих вод гідрофрекінгу. Спосіб полягає в попередньому електромембранному пом'якшенні та подальшому концентруванні води мембранним шляхом, випарюванні концентрованого розчину з галургічним виділенням сухих солей та приготуванні композиційного пального на концентраті випарювання.

Ключові слова: відпрацьований стік гідророзриву, електромембранне пом'якшення, коагуляція, зворотний осмос, випарювання, композиційне пальне.

Разработана технология бессточной переработки отработанных вод гидрофрекинга. Способ заключается в предварительном электромембранном умягчении и дальнейшем концентрировании воды мембранным путем, выпаривании концентрированного раствора с галургическим выделением сухих солей и приготовлении композиционного топлива на концентрате выпаривания.

Ключевые слова: отработанный сток гидроразрыва, электромембранное умягчение, коагуляция, обратный осмос, выпаривание, композиционное топливо.

The technology of waste-free processing waste water of freking is developed. The method consists in pre-treatment electro-membrane softening and further concentration of water through a membrane, the evaporation of concentrated solution with the generation of dry salts, and the cooking of composite fuel on the concentrate evaporation.

Keywords: waste water hydraulic fracturing, electro-membrane softening, coagulation, reverse osmosis, evaporation, composite fuel.

Добыча нетрадиционных углеводородов сопровождается периодическим проведением гидроразрывов пласта. В среднем на один гидроразрыв затрачивается 10000 м³ воды и образуется 5000 м³ сильно загрязненной сточной отработанной воды. [1, 2]. Наличие больших объемов

отработанных вод гидроразрыва (гидрофрекинга) является основной проблемой районов добычи нетрадиционных углеводородов.

В табл. 1 приведен состав отработанной фрекинговой жидкости скважины «Беляевская-400», расположенной в Харьковской области.

Таблица 1

Состав отработанной фрекинговой жидкости

№	Показатель	Единицы измерения	Значения показателя
1	Цвет, баллов	-	желтоватый, 7
2	Запах, баллов	-	аммиачный, 4
3	Мутность, мг/дм ³	-	75
4	pH	-	6,06
5	Жесткость общая	мг-екв/дм ³	90,0
6	Щелочность общая	мг-екв/ дм ³	10,0
7	Кальций	мг/дм ³	1200
8	Магний	мг/дм ³	360
9	Fe ²⁺ в не фильтрованной пробе	мг/дм ³	0,64
10	Fe ³⁺ в не фильтрованной пробе	мг/дм ³	7,96
11	Fe ²⁺ в фильтрованной пробе	мг/дм ³	0,16
12	Fe ³⁺ в фильтрованной пробе	мг/дм ³	3,34
13	NH ₄ ⁺ включительно с аминами	мг/дм ³	30,0
14	Сульфаты	мг/дм ³	122,4
15	Хлориды	мг/дм ³	22100
16	Сухой остаток	мг/дм ³	38430
17	Прокаленный остаток (600°C)	мг/дм ³	36361
18	Потери при прокаливании	мг/дм ³	2069
19	Бихроматная окисляемость	мг/дм ³	2400
20	Бораты в пересчёте на H ₃ BO ₃	мг/дм ³	0,8

Наличие значительных количеств соединений железа и взвешенных веществ затрудняет дальнейшую очистку воды. Как правило, для снижения мутности сточных вод и осаждения соединений железа используется процесс коагуляции.

Процесс коагуляции заключается в дозировании в воду солей железа либо алюминия при контроле pH. Как следует из результатов детального анализа воды, выполненного в лаборатории НТК «ИПМаш НАН Украины» в соответствии с авторской методикой [2, 27-29], в воде содержится значительное количество соединений трехвалентного железа, в которых ион железа является комплексообразователем, связанным с органическими лигандами. При необходимости удаления из воды комплексных железоорганических соединений (которые в западной научной литературе неправильно называют «коллоидным железом») в качестве коагулянта используют исключительно соли алюминия. В качестве коагулянта был использован раствор гидроксихлорида алюминия ПОЛВАК-40, производство Пологовского завода «Коагулянт» (г. Пологи Запорожской области).

Задачей исследования был подбор минимальной дозы коагулянта (в мг алюминия на 1 дм³ обрабатываемого стока), способной снизить содержание соединений железа в фильтрованной воде ниже 0,3 мг/дм³.

Результаты, приведенные на рис. 1, показывают, что такой дозой является 12 мг/дм³. В то же время существенного снижения содержания органических веществ при коагуляции отработанной фрекинговой жидкости не наблюдается (рис. 2). Таким образом, коагуляционная обработка является необходимым этапом предварительной очистки отработанной воды гидроразрыва, однако, существенного удаления органических загрязнений в этом процессе не происходит.

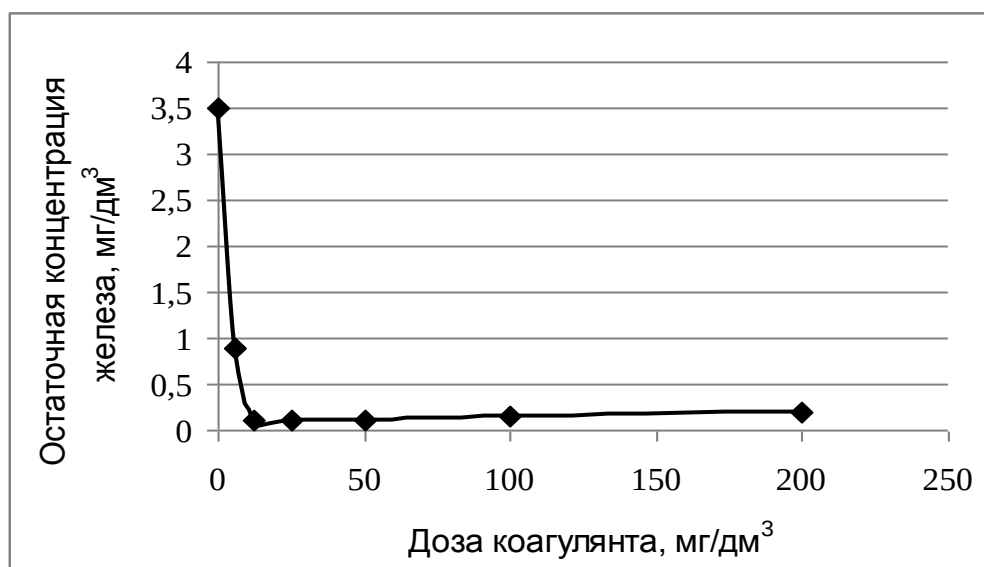


Рис. 1. Зависимость остаточной концентрации железа в фрекинговой жидкости от дозы коагулянта

После установления необходимой дозы коагулянта была наработана экспериментальная партия предварительно очищенной воды в объеме 120 дм³, на которой начали проводить дальнейшие исследования. Умягчение воды осуществляли путем добавления кальцинированной соды с дальнейшей обработкой в двухкамерном биполярном электролизере с инертным анодом из диоксида свинца, изготовленным согласно [3, 64], и катионообменной мембраной. Режимы и результаты эксперимента по электромембранному умягчению отработанной фрекинговой жидкости приведены в табл. 2.

Как видно, электромембранное умягчение сточной воды гидроразрыва позволяет снизить ее жесткость до 0,4 мг-экв/дм³ и, таким образом, обеспечить надежную работу мембранных и выпарных аппаратов при дальнейшем концентрировании и выделении солей.

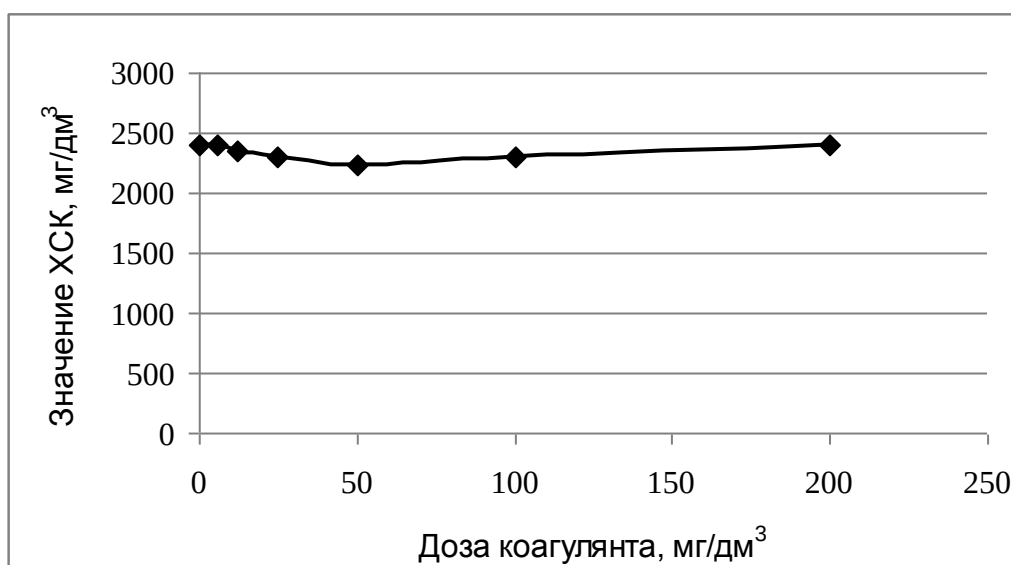


Рис. 2. Зависимость остаточного ХПК в сточной воде гидролиза от дозы коагулянта

Таблица 2

Режимы и результаты электромембранного умягчения сточных вод гидролиза

Показатель	Сточные воды	
	исходные	очищенные
Общая жесткость, мг-экв/дм³	90	0,4
Общая щелочность, мг-экв/дм³	10	0,6
рН	6,06	7,8
Сухой остаток, мг/дм³	38430	37690
Расход кальцинированной соды, кг/м³	4,3	
Напряжение на ячейке, В	6,0	
Выход по току, %	65	
Плотность тока, А/м²	450	
Расчетные затраты электроэнергии на процесс, кВт·ч/м³	3,0	

Выполненные исследования процесса электродиализной деминерализации отработанной фрекинговой жидкости показали, что анионообменные мембраны быстро отравляются присутствующими в данных сточных водах органическими веществами (рис. 3). Отравленные мембраны регенерации содо-соляным раствором не поддаются [4, 238-239].

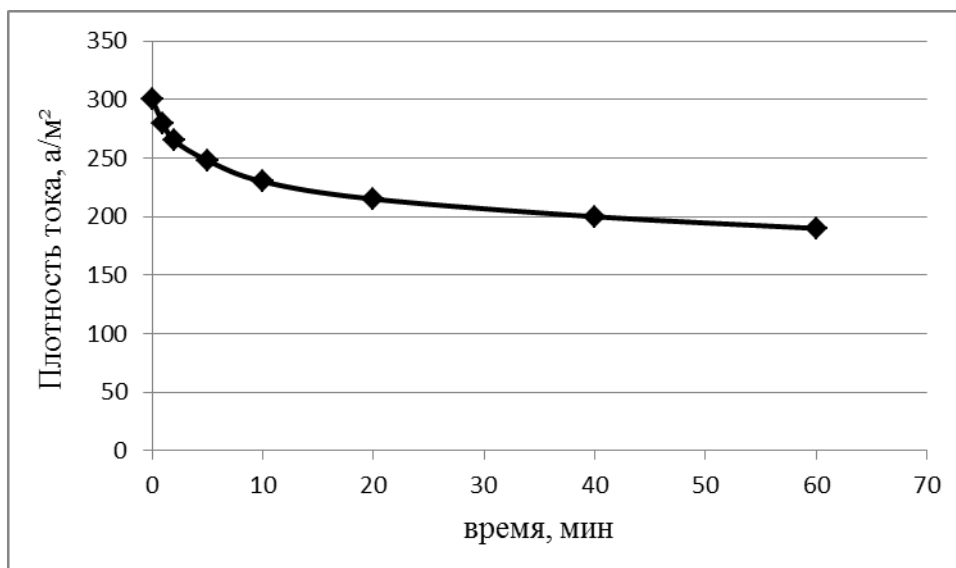


Рис. 3. Пассивация анионообменной мембраны при электродиализе отработанной воды гидроразрыва (напряжение электродиализа – 6,0 В)

Для проверки возможности обратноосмотического концентрирования отработанной фрекинговой жидкости был приготовлен модельный раствор. Для приготовления раствора партию фрекинговой жидкости концентрировали в 40 раз выпариванием, собирая конденсат и выделяя кристаллизующиеся сухие соли. Затем получившийся концентрат органических веществ разбавили в 40 раз собранным конденсатом выпаривания. Такая операция позволила существенно снизить содержание минеральных солей в модельном растворе, сохранив практически все органические примеси. Учитывая данный факт, полученный раствор можно было концентрировать свободным обратным осмосом низкого давления, исследовав процесс задержания мембранами органической составляющей и устойчивость работы обратноосмотических мембран. Результаты эксперимента (табл. 3) показывают, что обработка обратным осмосом низкого давления позволяет существенно снизить концентрацию органических веществ, прежде всего, ХПК, и аминного азота в пермеате, приблизившись по этим показателям к составу конденсата выпаривания.

Однако, такой очистки недостаточно для сбрасывания пермеата в рыбохозяйственные водоемы. В то же время, обессоливание/концентрирование отработанной фрекинговой жидкости на промышленных мембранах морского обратного осмоса со значительно большей селективностью (например, для мембраны ЕСПА+ селективность составляет 99,9%) даст значительно лучшие результаты. В то же время, даже полученный на бытовых мембранах свободного обратного осмоса пермеат пригоден для приготовления новых партий жидкости гидроразрыва.

В результате такой переработки отработанной жидкости гидроразрыва образуется пермеат и концентрат выпаривания, в которые попадает 99,5 % всей воды, содержащейся в начальной отработанной фрекинговой жидкости. Выделившийся хлорид натрия содержит минимальные количества органических загрязнений и может быть использован в качестве

антиобледенителя либо для регенерации натрий-катионитовых фильтров умягчения воды.

Таблица 3

Состав пермеата и концентрата при обратноосмотической переработке модельного раствора

№	Показатель	Входной сток	Очищенный сток
1	Общая жесткость, мг-екв/дм ³	90	0,4
2	Общая щелочность, мг-екв/дм ³	10	0,6
3	pH	6,06	7,8
4	Сухой остаток, мг/дм ³	38430	37690
5	Потери кальцинированной соды, кг/м ³	4,3	
6	Напряжение на ячейке, В	6,0	
7	Выход по току, %	65	
8	Плотность тока, А/м ²	450	
9	Расчетные потери электроэнергии на процесс, кВт·год/м ³	3,0	

Основная часть органических примесей (до 98%) переходит в маточный раствор, остающийся после кристаллизации солей. Данный остаток нами использован для приготовления композиционного топлива на основе топочного мазута. Исследования процесса гидрокавитационного приготовления и сжигания такого композиционного топлива показали, что теплотворная способность продукта в пересчете на мазутную составляющую повышается на 5...6%, а экологические показатели, в частности, концентрация монооксида углерода и оксидов азота в дымовых газах снижаются в 2-3 раза.

Таким образом, проведенные исследования закладывают основу для разработки замкнутой бессточной технологии переработки отработанной фрекинг-жидкости.

Список литературы

1. Адаменко О.М. Екологічні проблеми розвідки і видобутку сланцевих газів на Олеській площі // Екологічна та збалансоване ресурсокористування. - 2013, N2(8). – С. 4-12.
2. Михайленко В.Г. Удаление железа из воды перед электродиализным обессоливанием // Придніпровський науковий вісник. – Дніпропетровськ, № 28(39), 1997р. – С. 27-29.
3. Katharine Dahm, Michelle Chapman. Produced Water Treatment Primer: Case Studies of Treatment Applications // U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center, Environmental Services Division, Water Treatment Engineering and Research Group, 86-68230, PO Box 25007, Denver CO 80225-0007. – 2014. – 64 p.
4. Михайленко В.Г. Исследование предотвращения пассивации и возможностей регенерации ионообменных мембран / В.Г. Михайленко, В.А. Мольская, Ф.И. Хоришко // Зб. наук. пр. "Актуальні науково-методичні

проблеми в підготовці спеціалістів вищої кваліфікації для торгівлі і харчування.” – Харків: ХДАТОХ, 1997. – С. 237-239.

5. Антонов А.В., Михайленко В.Г., Юрченко В.А. Перспективы эксплуатации мембранного оборудования в водоочистных системах// Науковий вісник будівництва. – Х.: ХНУБА, ХОТВ, АБУ. – 2015. – Вип. 2(80). – С. 121-124.

6. *Правила* приймання стічних вод підприємств у комунальній та відомчі системи каналізації населених пунктів України. Затверджено наказом Державного комітету будівництва, архітектури та житлової політики України від 19.02.2002 р. №37 Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 26.04.2002 р. за №403/6691.

Надійшло до редакції 15.11.2015